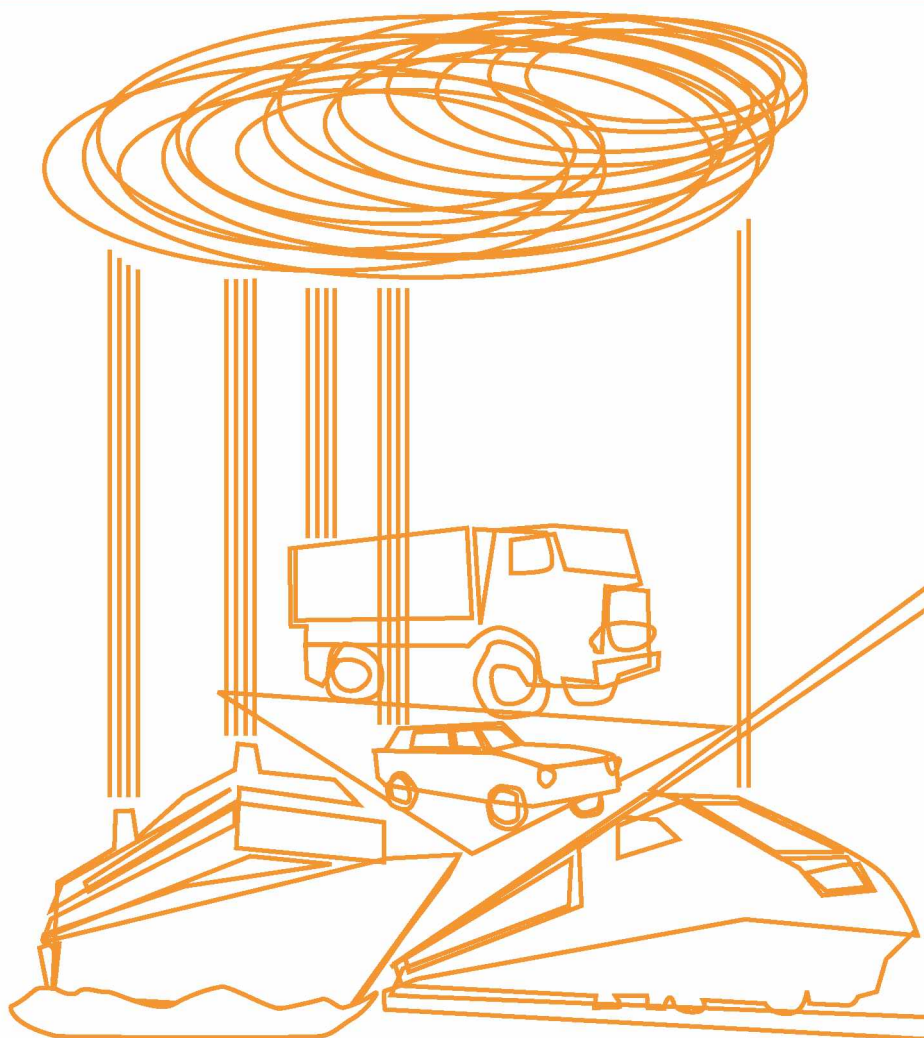


Liikenteen päästökustannukset



Lea Gynther, Juha Tervonen, Ilkka Hippinen,
Katja Lovén, Jatta Salmi, Joana Soares,
Sirpa Torkkeli, Tuomas Tikka

Liikenteen päästökustannukset

Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä 23/2012

Liikennevirasto
Helsinki 2012

Kannen kuva: Motiva Oy

Verkkojulkaisu pdf (www.liikennevirasto.fi)

ISSN-L 1798-6656

ISSN 1798-6664

ISBN 978-952-255-169-6

Liikennevirasto

PL 33

00521 HELSINKI

Puhelin 020 637 373

11.6.2012

Suunnittelun ohjaus

Vastaanottaja:
Liikenneviraston toimialat ja
ELY-keskukset

Voimassa: 11.6.2012-toistaiseksi

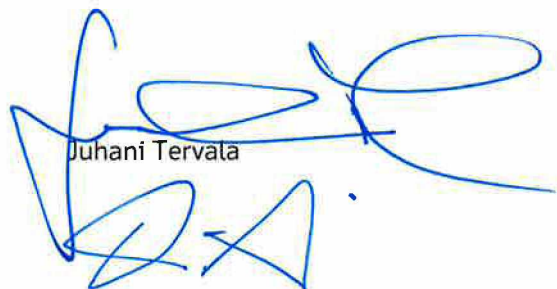
Korvaa/muuttaa: Liikenteen päästökustannukset. Päivitys ja yhteenveto.
Liikenne- ja viestintäministeriön mietintöjä ja muistioita B 29/2003

Liikenteen päästökustannusten yksikköarvot 2012

Liikenteen päästökustannukset – raportissa on esitetty liikenteestä ilmaan kohdistuville päästöille määritellyjä haittakustannuksia. Näitä yksikkökustannusarvoja tulee käyttää kaikissa Liikenneviraston ja ELY-keskusten laatimissa liikenneväyläinvestointien hankearvioinneissa, joille esitetään rahoitusta valtion talousarviosta. Arvoja voi käyttää myös muussa liikenteen ympäristövaikutusten taloudellisessa arvioinnissa.

Raportissa esitetyt yksikköarvot korvaavat aikaisemmat, vuonna 2003, esitetyt arvot.

Pääjohtaja



Juhani Tervala

Liikennetalousasiantuntija

Taneli Antikainen

Lisätietoja
Taneli Antikainen
Liikennevirasto
puh. 020 637 3930

Lea Gynther, Juha Tervonen, Ilkka Hippinen, Katja Lovén, Jatta Salmi, Joana Soares, Sirpa Torkkeli, Tuomas Tikka: Liikenteen päästökustannukset. Liikennevirasto, liikennejärjestelmätoimiala, Helsinki 2012. Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä 23/2012. 128 sivua ja 4 liitettä. ISSN-L 1798-6656, ISSN 1798-6664, ISBN 978-952-255-169-6.

Avainsanat: liikenne, ulkoiset kustannukset, päästökustannukset, arvottaminen

Tiivistelmä

Selvityksessä on laskettu Suomen tie-, rautatie- ja vesiliikenteen pakokaasupäästöjen kokonaiskustannukset sekä liikennejärjestelmän yhteiskuntataloudellisissa vaikutustarkasteluissa käytettävät päästökustannusten yksikköarvot. Laskelmat on tehty vuoden 2007 päästötilanteen mukaan ja tulokset on esitetty vuoden 2010 hintatasossa. Työssä on siten uusittu 10 vuotta sitten tehdyt päästökustannuslaskelmat.

Liikenteen päästökustannuksiksi muodostui yhteensä noin 900 milj. euroa. Tästä 820 milj. euroa muodostui polttoaineiden käytön aikaisten päästöjen kustannuksista ja katupölystä, 54 milj. euroa polttoaineketjujen alkupään päästöjen kustannuksista ja 26 milj. euroa jätteiden ja jätevesien kustannuksista. Tieliikenteen osuus kokonaisuudesta oli 695 milj. euroa, vesiliikenteen 190 milj. euroa ja rautatieliikenteen vajaa 15 milj. euroa.

Työssä on tarkasteltu eri yhdisteiden aiheuttamien pitoisuuksien vaikutuksia terveyteen (sairastaminen ja kuolleisuuden lisääntyminen) ja kasvillisuuteen (satojen ja metsänkasvun heikentyminen) sekä ilmastomuutoksen kustannuksia. Pakokaasujen lisäksi on tarkasteltu tie- ja katupölyä. Vesiliikenteessä on tarkasteltu myös vesistöihin kohdistuvia jätteitä ja jätevesiä. Polttoaineiden käytön lisäksi on tarkasteltu polttoaineketjujen alkupäätä eli tuotantoa, kuljetuksia, jalostusta ja jakelua.

Primäärihiukkasten, sulfaattien ja nitraattien päästökustannuksissa on eroja eri liikennemuotojen ja liikenneympäristöjen välillä. Erityisesti tieliikenteen hiukkasten haitoissa on suuriakin eroja eri liikenneympäristöissä. Hiilivetyjen ja kasvihuonekaasujen yksikkökustannukset ovat samat kaikille liikennemuodoille eri liikenneympäristöissä.

Ilmaan kohdistuvien päästöjen haittavaikutusten määrittäminen ja taloudellinen arvottaminen suoritettiin pääosin vaikutuspolkumenetelmällä. Menetelmässä kartoitetaan ensin päästömäärät ja niiden aiheuttamat pitoisuudet, minkä jälkeen arvioidaan näiden aiheuttamat ympäristövaikutukset ja niiden kustannukset. Ilmastomuutosta arvioidaan haittakustannuksia ja ilmastopoliittista ohjausta yhdistävällä tarkastelulla. Vesiliikenteen vesistökuormitusten kustannuksia on arvioitu haittojen torjumiskustannusten kautta. Samoin on menetelty katupölyn kohdalla.

Suomen tie-, rautatie- ja vesiliikenteen päästökustannuksiksi arvioitiin vuonna 2003 tehdyssä selvityksessä yhteensä 1,1 miljardia euroa vuoden 2010 hinnoissa (ilman katupölyä ja Itämereen päätyviä jätteitä ja jätevesiä). Sen jälkeen terveys- ja luontovaikutusten kustannukset ovat laskeneet, mutta ilmastomuutoksen kustannukset ovat nousseet. Koska liikenteen kokonaismäärä on lisääntynyt 2000-luvulla, voidaan päästökustannusten vähenemistä ja ennallaan pysymistäkin pitää suotuisana kehityksenä. Tekninen kehitys on pienentänyt terveydelle ja luonnolle aiheuttamia haittoja jopa kompensoiden suoritteiden lisääntymistä. Tosin merkittävä tekijä haittojen arvon alenemisessa on se, että menetettyjä elinvuosia ei arvioitu yhtä korkealle kuin aikaisemmin. Liikenteen energiankulutusta ja kasvihuonekaasupäästöjä tekninen kehitys ei ole sen sijaan kyennyt hillitsemään.

Lea Gynther, Juha Tervonen, Ilkka Hippinen, Katja Lovén, Jatta Salmi, Joana Soares, Sirpa Torkkeli, Tuomas Tikka: Trafikens utsläppskostnader. Trafikverket, trafiksystem. Helsingfors 2012. Trafikverkets undersökningar och utredningar 23/2012. 128 sidor och 4 bilagor. ISSN-L 1798-6656, ISSN 1798-6664, ISBN 978-952-255-169-6.

Nyckelord: trafik, externa kostnader, utsläppskostnader, utvärdering

Sammanfattning

I utredningen har man räknat ut helhetskostnaderna för avgasutsläppen för Finlands väg-, järnvägs- och sjötrafik samt enhetsvärdena för utsläppskostnaderna som man använder för att utvärdera trafiksystemets samhällsekonomiska effekt. Uträkningarna har utförts enligt utsläppssituationen år 2007 och resultaten har redovisats på basen av prisnivån för år 2010. Man har i arbetet sålunda förnyat de kostnadskalkyler som gjorts för 10 år sedan.

Trafikens utsläppskostnader blev sammanlagt ca 900 milj. euro. Av denna summa blev 820 milj. euro kostnader som uppstod av bränsleförbrukning och gatudamm, 54 milj. euro för kostnader av utsläpp i början av bränslekedjorna och 26 milj. euro för kostnader för avfall och avfallsvatten. Vägtrafikens andel av helheten var 695 milj. euro, sjötrafiken stod för 190 milj. euro och järnvägstrafikens andel var knappa 15 milj. euro.

I arbetet har man betraktat hur halterna i olika föreningar inverkar på hälsan (ökningen av sjukdomar och dödsfall) och växtligheten (försvagade skördar och skogstillväxt) samt på kostnaderna för klimatförändringen. Förutom avgaser har man studerat väg- och gatudammet. I sjötrafiken har man också betraktat avfall som riktar sig mot vattendrag och avfallsvatten. Förutom användningen av bränslen har man betraktat början av bränslekedjorna dvs. produktion, transporter, förädling och distribution.

Det finns skillnader i utsläppskostnaderna för primärpartiklar, sulfater och nitrater mellan olika trafikformer och trafikmiljöer. I synnerhet i skadeverkan av vägtrafikens partiklar finns det t.o.m. stora skillnader i olika trafikmiljöer. Enhetskostnaderna för kolvätena och växthusgasutsläppen är de samma för alla trafikformer i olika trafikmiljöer.

Man använde sig huvudsakligen av effektskedjemodellen för att definiera och ekonomiskt utvärdera skadeverkan av utsläpp som belastar luften. I metoden kartläggs först utsläppsmängderna och halterna de förorsakar. Sedan uppskattar man miljöverkan och kostnaderna som utsläppen medför. Inverkan i klimatförändringen utvärderas genom att man kombinerar betraktandet av kostnader för skador och klimatpolitisk styrning. Belastningen av vattendragen i sjötrafiken har man uppskattat genom avvärjningskostnaderna för miljöskadorna. Med gatudammet har man förfarit på samma sätt.

I utredningen 2003 uppskattades utsläppskostnaderna för Finlands väg-, järnvägs- och sjötrafik stiga till sammanlagt 1,1 miljarder euro enligt priserna år 2010 (utan gatudamm och avfall och avloppsvatten som rinner ut i Östersjön). Efter det har kostnaderna för hälso- och naturverkningarna sjunkit men kostnaderna för klimatförändringen ökat.

Eftersom trafikens helhetsmängd har ökat på 2000-talet, kan det att utsläppskostnaderna har minskat och att de t.o.m. har hållits på samma nivå, betraktas som en gynnsam utveckling. Den tekniska utvecklingen har minskat skadeverkningarna för hälsan och naturen och t.o.m. kompenserat ökningen av prestationerna. En viktig faktor i att skadeverkningarnas värde sjunker är visserligen det att man inte värdesatte förlorade levnadsår lika högt som tidigare. Trafikens energiförbrukning och växthusgasutsläppen har den tekniska utvecklingen däremot inte kunnat stävja.

Lea Gynther, Juha Tervonen, Ilkka Hippinen, Katja Lovén, Jatta Salmi, Joana Soares, Sirpa Torkkeli, Tuomas Tikka: Environmental costs of transport. Finnish Transport Agency, Transport System. Helsinki 2012. Research reports of the Finnish Transport Agency 23/2012. 128 pages and 4 appendices. ISSN-L 1798-6656, ISSN 1798-6664, ISBN 978-952-255-169-6.

Keywords: transport, externalities, emission costs, environmental costs, monetary evaluation

Summary

This study presents the estimated total environmental costs of airborne pollutants in road, rail and water transport in Finland and the unit costs of emissions used in socio-economic impact assessments of the transport system. The estimations are based on emission inventory for the year 2007 and the results are shown in prices of 2010. The study updates previous estimates dating back ten years.

The total environmental cost of airborne pollutants in transport is estimated at 900 million euros. This is composed of 820 million euros attributable to fuel use and street dust, 54 million euros to the front end of fuel chains and 26 million euros to waste from water transport. The share of road transport in the total cost is 695 million euros, water transport 190 million euros and rail transport just under 15 million euros.

The assessment covers the impacts of pollutants on health (increased mortality and morbidity) and flora (crop losses and decreased forest growth) as well as the cost of climate change. In addition to fuel emissions, also street dust is included in the analysis. In water transport the evaluation is extended to solid and liquid waste. In addition to fuel use, also other steps in the fuel chains, namely production, transport, refining and distribution, are covered by the study.

The environmental unit costs of primary particles, sulphates and nitrates vary geographically and between different transport modes. The differences are particularly distinctive for particle emissions from road transport. The environmental unit costs of hydrocarbons and greenhouse gasses are the same for all transport modes in all traffic environments and all parts of the country.

The impact assessment and monetary valuation of airborne pollutants was principally carried out by using the Impact Pathway Method. The method starts with an emissions inventory and estimation of the consequent pollutant concentrations followed by assessment of physical impacts, and finally monetary valuation. The monetary valuation of climate change was made by combining damage cost estimates and values presented for economic regulation of climate emissions. The waterborne stressors from water transport were valued by abatement costs. The same method was applied to street dust.

The previous similar study, dating back to 2003, estimated the environmental costs of road, rail and water transport in Finland at 1.1 billion euros in prices of 2010 (excluding street dust and solid and liquid waste burdening the Baltic Sea). Thereafter, the costs associated with health and nature impacts have declined whereas the cost of climate change has increased. Considering the increased traffic volumes in the 2000's, decline or stabilisation of environmental costs could be considered a favourable outcome. Technical development has lowered the emissions' impacts on health and nature and it even compensates for the growth in mileage. However, another significant factor contributing to lower damage costs is that the monetary value chosen for a life year lost is lower than previously. Nevertheless, technical development has not managed to curb energy consumption and greenhouse gas emissions.

Esipuhe

Tässä työssä on päivitetty noin kymmenen vuotta sitten arvioidut tie-, rautatie- ja vesiliikenteen päästöjen kokonaiskustannukset sekä haittakustannukset yhdisteittäin. Liikenteestä ilmaan kohdistuville päästöille määritellyjä haittakustannuksia käytetään väylähankkeiden yhteiskuntataloudellisessa vaikutusarvioinnissa sekä muussa liikenteen ympäristövaikutusten taloudellisessa arvioinnissa.

Hankkeen toteutti laaja-alainen projektiryhmä. Hankkeen koordinoi Motiva Oy, jossa projektipäällikkönä toimi Lea Gynther ja asiantuntijoina Ilkka Hippinen ja Riitta Lempiäinen. Ympäristöhaittojen taloudellisten vaikutusten määrittämisestä vastasi Juha Tervonen (JT-Con). Päästöjen pitoisuusarviot tehtiin Ilmatieteen laitoksella, jossa työhön osallistuivat Katja Lovén, Jatta Salmi ja Joana Soares. Vesistö päästöjä tarkasteltiin Sweco Oy:ssä, jossa työn suorittivat Sirpa Torkkeli ja Tuomas Tikka. Tärkeä tietolähde oli VTT:n LIPASTO-tietokanta, josta tietoja toimitti Kari Mäkelä. Lisäksi taustatietoa toimitti ja raporttia kommentoi Otto Hänninen Terveiden ja hyvinvoinnin laitoksen Ympäristöterveyden osastolta.

Selvityksen ohjausryhmään kuuluivat Liikennevirastosta Taneli Antikainen (puheenjohtaja), Anton Goebel, Arto Hovi, Harri Lahelma ja Jukka Valjakka.

Helsingissä elokuussa 2012

Liikennevirasto
Liikennejärjestelmä-toimiala

Sisällysluettelo

1	JOHDANTO	10
2	MENETELMÄN YLEISKUVAUS	11
2.1	Tavoitteet ja tulokset	11
2.2	Rajaukset.....	11
2.3	Tarkastelumenetelmä – päästöt ilmaan	12
2.4	Tarkastelumenetelmä – jätteet ja vesistöpäästöt.....	15
3	LIIKENTEEN PÄÄSTÖT JA SUORITTEET	16
3.1	Yhteenveto liikenteen energiankulutuksesta ja päästöistä	16
3.2	Tieliikenne.....	18
3.3	Rautatieliikenne	19
3.4	Vesiliikenne.....	21
3.4.1	Vesiliikenteen kuljetussuoritteet.....	21
3.4.2	Päästöt ilmaan	23
3.5	Liikenteen biopolttoaineet.....	26
4	PÄÄSTÖJEN AIHEUTTAMAT ILMAN EPÄPUHTAUSPITOISUUDET	27
4.1	Pienhiukkaset	27
4.1.1	Primäärihiukkaset	27
4.1.2	Sulfaatit.....	28
4.1.3	Nitraatit	29
4.1.4	Katupöly	29
4.2	Otsoni.....	30
4.3	Eurooppalaista vertailutietoa.....	31
5	TERVEYS- JA YMPÄRISTÖVAIKUTUSTEN ARVIOINTIMENETELMÄT	34
5.1	Terveysvaikutukset.....	34
5.2	Kasvillisuusvaikutukset.....	41
5.2.1	Viljelykasvit	41
5.2.2	Metsät	44
5.3	Materiaalivaikutukset	46
6	TALOUDELLISET YKSIKKÖARVOT	47
6.1	Yleistä	47
6.2	Terveysvaikutusten arvo.....	47
6.2.1	Kustannustekijät.....	47
6.2.2	Hoidon kustannukset	48
6.2.3	Menetetyn työn arvo	50
6.2.4	Hyvinvoinnin alenemisen arvo lieville oireille.....	51
6.2.5	Kroonisen keuhkoputkentulehduksen ja menetetyn elinvuoden arvo..	52
6.2.6	Yhteenveto.....	53
6.3	Luontovaikutusten arvo.....	55
6.3.1	Taloustmetsän tuotto.....	55
6.3.2	Viljelykasvien tuotto	56
6.4	Tie- ja katupölyn torjunta.....	57
6.5	Itämeren saastumisen arvo	60
6.5.1	Yleistä	60
6.5.2	Kiinteät jätteet	61
6.5.3	Nestemäiset jätteet.....	62

7	ILMASTONMUUTOKSEN TALOUDELLISET VAIKUTUKSET	65
7.1	Tausta	65
7.2	Arvottamismenetelmät	66
7.2.1	Haittakustannukset	66
7.2.2	Hiilivero	70
7.2.3	Päästökauppa	71
7.3	Uusien polttoaineiden merkitys	73
7.4	Suositukset	74
8	TERVEYSVAIKUTUSTEN ARVIOINTI JA TALOUDELLINEN ARVO	76
8.1	Pienhiukkaset	76
8.1.1	Tieliikenne	76
8.1.2	Rautatieliikenne	81
8.1.3	Vesiliikenne	85
8.1.4	Pienhiukkasten terveysvaikutusten kustannukset yhteensä	89
8.2	Otsoni	89
9	ILMASTONMUUTOKSEN TALOUDELLINEN ARVO	93
10	KASVILLISUUSVAIKUTUSTEN ARVIOINTI JA TALOUDELLINEN ARVO	94
10.1	Viljelykasvit	94
10.2	Metsät	95
11	POLTTOAINEKETJUN PÄÄSTÖT JA NIIDEN TALOUDELLINEN ARVO	97
12	PÄÄSTÖJEN YKSIKKÖKUSTANNUKSET	100
12.1	Tieliikenne	100
12.2	Rautatieliikenne	102
12.3	Vesiliikenne	105
13	TARKASTELUIHIN LIITTYVÄT EPÄVARMUUDET	108
13.1	Tarkastelun rajaukset	108
13.2	Terveysvaikutukset	109
13.3	Viljelykasvit	111
13.4	Metsät	112
13.5	Ilmastonmuutos	113
13.6	Jätteet, jätevedet ja vesistövaikutukset	113
14	YHTEENVETO	114
14.1	Vaikutukset ja kustannukset yhteensä	114
14.2	Yksikkökustannukset	116
14.3	Vertailua aikaisempiin tuloksiin	117
	LÄHTEET	119
	LIITTEET	
Liite 1	Pienhiukkas- ja otsonipitoisuusmäärittelyt liikenteelle ja sähköntuotannolle	
Liite 2	NO ₂ :n ja SO ₂ :n käsittely terveyden suojelemiseksi asetetuissa ilmanlaadun raja- ja ohjearvoissa	
Liite 3	Ratapihat ja satamat	
Liite 4	Vesiliikenteen jätteet ja jätevedet sekä päästöjen merkitys vesistöjen kokonaiskuormituksissa	

1 Johdanto

Liikenteestä ilmaan kohdistuville päästöille määritellyjä haittakustannuksia käytetään tie-, rautatie- ja vesiväylähankkeiden yhteiskuntataloudellisessa vaikutusarvioinnissa sekä muussa liikenteen ympäristövaikutusten taloudellisessa arvioinnissa. Liikenteen päästöjen haittakustannuksia käytetään joskus myös liikenteeltä kannettujen verojen ja maksujen tason määrittämisessä tai muutoin verojen ja maksujen tason arvioinnissa. Näiden niin sanottujen päästökustannusten tasosta on siksi oltava mahdollisimman oikea tieteelliseen määrittelyyn perustuva arvio.

Suomen tie-, rautatie- ja vesiliikenteen päästöjen kokonaiskustannukset sekä haittakustannukset yhdisteittäin määritettiin liikennejärjestelmän yhteiskuntataloudellista vaikutustarkastelua varten ensimmäisen kerran 1990-luvun lopulla. Se tehtiin Euroopan komission ExternE-tutkimushankkeissa¹ kehitetyllä vaikutuspolkumenetelmällä. Suomelle merkityksellisiä ympäristövaikutuksia, joita ExternE:ssä kehitetty menetelmä ei kata, arvioitiin täydentävästi.

Liikenneviraston esiselvityksessä vuonna 2010 tarkasteltiin liikenteen päästökustannusten tason ja merkittävyyden uudelleen arvioinnin tarpeita (Tervonen 2010). Esiselvityksessä todettiin, että liikennesektorin päästöt ovat muuttuneet teknisen kehityksen, talouden tuotannon ja liikenteen määrien muutosten myötä. Tieliikenteen paikallisesti ja alueelliset haitalliset yhdisteet ovat vähentyneet liikenteen kasvusta huolimatta. Vesiliikenteessä vastaavia päästövähennyksiä ei ole tapahtunut ja liikenteen määrä on myös kasvanut. Normiohjaus alkaa vähentää päästöjä voimakkaammin tulevana vuosina. Rautatieliikenteen päästöt olivat jo alun perin alhaiset, ja ne ovat vähentyneet edelleen.

Esiselvityksessä pääteltiin myös, että paikallisesti ja alueellisesti vaikuttavien liikenteen päästöjen haitat ovat muuttuneet päästövähenmyksien vuoksi. Päästöjen epidemiologista tarkastelua on kehitetty ja terveysvaikutusten sekä muiden haittojen taloudellinen merkitys on muuttunut. Erilaiset ilmanlaadusta tehdyt selvitykset ja mallit ovat mahdollistaneet myös aiempaa yksityiskohtaisemman pitoisuuksien tarkastelun.

Tässä työssä tie-, rautatie- ja vesiliikenteen päästöjen kokonaiskustannukset sekä haittakustannukset yhdisteittäin lasketaan uudestaan päivitettyjen vaikutustarkastelun menetelmien ja tuoreiden tilastotietojen pohjalta, ja tulokset esitetään nykypäivää vastaavan kustannustason mukaisesti. Tarkastelu perustuu kuitenkin pääsääntöisesti aiemminkin sovellettuun vaikutuspolkumenetelmään (haitalliset yhdisteet) tai sitä vastaavaan tarkastelutapaan (muut päästöt). Työssä tarkastellaan lisäksi vesiliikenteen merkitystä Itämeren saastumisongelmalle erillisenä muista liikennemuodoista pidemmälle menevänä kysymyksenä.

¹ <http://www.externe.info/>

2 Menetelmän yleiskuvaus

2.1 Tavoitteet ja tulokset

Vaikutuspolkumenetelmällä voidaan laskea eri liikennemuodoille kokonaispäästömäärien aiheuttamat haitat ja haittojen taloudellinen kokonaisarvo (euroa/vuosi). Kokonaiskustannuksia käytetään liikenteen aiheuttamien ulkoisten kustannusten tarkasteluissa liikennejärjestelmätasolla. Liikennesektorin päästökustannuksia voidaan verrata muiden sektoreiden, esimerkiksi energiantuotannon, päästökustannuksiin. Vaikutuspolkumenetelmää voidaan soveltaa sekä kokonaisen valtion alueella että valittujen yhdyskuntien alueella aiheutuvien päästöjen (liikenne tai muu päästölähde) haittojen ja päästökustannusten tarkasteluun. Kokonaiskustannuksista voidaan johdtaa eri yhdisteille päästöjen yksikköarvoja.

Tässä työssä päivitetään Suomen liikennesektorin päästöjen kokonaiskustannus- ja yksikkökustannusarvot ja päätuloksina esitetään.

- Päästöjen kokonaiskustannukset liikennemuodoittain (€/vuosi) eri liikenneympäristöissä
- Päästökustannukset yhdisteittäin (€/tonni) ja liikennemuodoittain eri liikenneympäristöissä
- Päästökustannukset suoritteita (esim. €/km) kohden eri liikenneympäristöissä (siinä määrin kuin kunkin liikennemuodon hankearviointikäytäntö edellyttää)

Yksikköarvoja käytetään esimerkiksi laskettaessa yksittäisten liikennehankkeiden tai laajemman liikennejärjestelmän kehittämisen aikaansaamien päästömäärien muutosten yhteiskuntataloudellisia vaikutuksia.

Työssä tarkastellaan tie-, rautatie- ja vesiliikenteen päästöjä vuoden 2007 tilanteessa ja päästökustannusten päätulokset esitetään vuoden 2010 hintatasolla (verottomin hinnoin).

2.2 Rajaukset

Työn vaikutustarkasteluissa rajaudutaan ilmaan kohdistuvissa päästöissä VTT:n LIPASTO-päästölaskentajärjestelmän esittämiin yhdisteisiin tie-, rautatie- ja vesiliikenteessä. Lentoliikenteen päästöt esitetään kuitenkin liikennesektorin päästöjen kuvauksessa.

Pakokaasujen lisäksi huomioon otetaan tie- ja katupöly. Vesiliikenteen osalta työssä tarkastellaan myös vesistöihin (Itämeri ja sisävesistöt) kohdistuvia jätteitä ja jätevesiä. Jätteenmuodostusta ei tarkastella muilla liikennemuodoilla. Eri liikennemuodoilla on myös muita ympäristövaikutuksia, mutta niiden tarkastelu on rajattu tämän selvityksen ulkopuolelle.

Tieliikenteessä tarkastelut suoritetaan erikseen bensiini- ja dieselkäyttöisille henkilöautoille, linja-autoille, pakettiautoille ja kuorma-autoille. Tarkastelussa on otettu

huomioon tarkasteluvuonna käytetty polttoaineiden biokomponenttien määrä, minkä vaikutus hiilidioksidipäästöihin oli kuitenkin tarkasteluvuonna vielä melko vähäinen. Jatkossa biokomponenttien käytön lisääntyessä tähän kysymykseen on syytä kiinnittää enemmän huomiota.

Rautatieliikenteessä tarkastellaan erikseen diesel- ja sähkövetoista tavara- ja henkilöliikennettä. Vesiliikenteen tarkastelussa on mukana matkustaja- ja rahtilaivojen (kauppamerenkulun) päästöt Suomen talousalueen sisällä. Jäänmurtajien, viranomaisalusten sekä huvialus- ja veneliikenteen päästöt ovat osin mukana tarkasteluissa, mutta eivät samalla painoarvolla.

Koska rautatieliikenteessä – ja tulevaisuudessa todennäköisesti lisääntyvästi myös tieliikenteessä – käytetään sähköä, sähköntuotannosta aiheutuvia päästöjä, pitoisuuksia, vaikutuksia ja niiden kustannuksia tarkastellaan Suomen keskimääräisen sähkönhankintarakenteen mukaisiin päästöihin perustuen.

Työssä tarkastellaan myös polttoaineketjujen alkupään päästöjä; mm. öljynporauksen, raakaöljyn kuljettamisen sekä polttoaineiden jalostamisen ja vähittäisjakelun päästöt. Tarkastelua ei kuitenkaan tehdä noudattaen elinkaariarvioinnin standardeja vaan kevyemmällä menettelyllä. Suomessa syntyvien päästöjen kaukokulkeutumisen vaikutuksia ulkomailla ei tarkastella.

Päästömäärien ja pitoisuuksien tarkasteluvuodet vaihtelevat riippuen siitä, mille vuodelle pitoisuustietoja on ollut saatavilla. Useimmat pitoisuustiedot ovat ajanjaksolta 2005–2009 pitoisuustietojen määrittämisvuoden vaihdella, joten vaikutusten tarkasteluvuodeksi on valittu pääasiassa tarkastelujakson puolivälistä vuosi 2007. Se kuvaa tilannetta ennen vuoden 2009 taantumajaksoa, joka vähensi päästöjä jonkin verran. Seuraavina vuosina päästömäärät jälleen lisääntyivät kutakuinkin vuoden 2007 tasolle.

2.3 Tarkastelumenetelmä – päästöt ilmaan

Ilmaan kohdistuvien päästöjen haittavaikutusten määrittäminen ja taloudellinen arvottaminen suoritetaan pääosin vaikutuspolkumenetelmällä (Impact Pathway Method). Menetelmä on kehitetty Euroopan komission ja jäsenvaltioiden rahoittamassa ExternE-hankekokonaisuudessa. Menetelmää on sovellettu laajasti paitsi Euroopan komission politiikkatoimien analyyseissä, myös useissa EU:n rahoittamissa ilmanlaadun vaikutusselvityksissä kuten CAFE CBA (Hurley ym. 2005) ja komission julkaisemassa liikenteen päästökustannusten arvioinnin käsikirjassa (CE Delft 2008). Myös Yhdysvaltojen Environmental Protection Agency:n päästöjen ympäristövaikutusten ja -kustannusten arviointiin kehitetty BenMAP-malli² käyttää samaa lähestymistapaa kuin ExternE.

Seuraavassa kaaviossa (kuva 1) esitetään vaikutuspolkumenetelmän kulku. Sen jälkeen kuvataan yksityiskohtaisemmin sekä menetelmän vaiheita että projektin kulkua.

² <http://www.epa.gov/air/benmap/>



Kuva 1. Vaikutuspolkumenetelmän työvaiheet.

Kaikkia ilmaan kohdistuvien päästöjen vaikutuksia ei voida arvottaa taloudellisesti johtuen siitä, ettei käytettävissä ole riittävän luotettavia altistus-vaikutusfunktioita ja/tai vaikutusten taloudellinen arvottaminen on muutoin vaikeaa. Näistä on keskusteltu yksityiskohtaisemmin luvussa 13.

Vaihe 1: Päästöarviot

Tässä työvaiheessa kootaan tiedot Suomen liikenteen kokonaispäästöistä. Tiedot perustuvat pääosin LIPASTO-järjestelmään ja sen alueilleihin LIISA (tieliikenne), RAILI (rautatieliikenne) ja MEERI (vesiliikenne).

Raportin päästötiedot sisältävät kaikki LIPASTOssa mukana olevat päästölajit. Jatko-tarkasteluun on kuitenkin otettu vain seuraavat päästölajit:

- Pienhiukkaset (PM_{2.5})
- Rikkidioksidi (SO₂) sulfaatin kautta
- Typen oksidit (NO_x) otsonin ja nitraatin kautta
- Hiilivedyt (HC) ml. metaani otsonin kautta
- Hiilidioksidi (CO₂)
- Metaani (CH₄) (ilmastovaikutus)
- Typpioksiduuli (N₂O)

Rikkidioksille ja typen oksideille ei tässä selvityksessä arvioida suoria vaikutuksia. Sen sijaan niistä muodostuvia aerosoleja (sulfaatit, nitraatit) käsitellään osana hiukkasten vaikutuksia. Myöskään hiilimonoksidin (CO) terveysvaikutuksia ja kokonaisleijuman (TPS) likaantumisvaikutuksia ei tarkastella aiemmasta poiketen. Syyt tarkastelujen pois jättämiseen liittyvät mm. altistus-vaikutusfunktioiden puuttumiseen sekä haittojen aiemmin todettuun vähäisyyteen. Tarkasteluja on keskitetty vaikutuksiltaan merkittävimpiin vaikutuspolkuihin. Näitä rajoituksia on käsitelty tarkemmin luvuissa 5 ja 13.

Aerosolien ja otsonin vaikutukset kohdistetaan alkuperäisille päästölajeille eli sulfaatit rikkipäästöille, nitraatit typpipäästöille ja otsoni typen oksideille ja hiilivedyille.

Polttoaineiden käytön lisäksi tarkastellaan polttoaineketjujen alkupään päästöjä eli tuotantoa, kuljetuksia, jalostusta ja jakelua.

Vaihe 2: Pitoisuudet

Tässä työvaiheessa arvioidaan pakokaasupäästöjen vaikutus ulkoilman epäpuhtauspitoisuuksiin. Käytettävissä on Ilmatieteen laitoksen tekemiä leviämismallilaskelmia sekä sen keräämiä pitoisuusmittaustietoja. Tiedot on kerätty vuosilta 2005–2009, sillä vuoden 2010 tiedot eivät olleet vielä käytettävissä vuoden 2011 lopulla jolloin tämän työn pitoisuustarkastelut tehtiin. Kunkin liikennemuodon aiheuttamat pitoisuudet ja niiden osuudet kokonaispitoisuuksista on arvioitu näiden tietojen sekä päästötietojen avulla.

Vaihe 3: Vaikutukset

Tässä työvaiheessa arvioidaan pitoisuuksien vaikutukset terveyteen (sairastaminen ja kuolleisuuden lisääntyminen) ja kasvillisuuteen (satojen ja metsänkasvun heikentyminen). Vaikutusten arviointi suoritetaan pääsääntöisesti altistus-vaikutus-funktioiden avulla. Altistus-vaikutusfunktio kullekin erilaiselle vaikutukselle on useimmiten muotoa:

$$\text{muutos hyödykkeessä} = \text{korrelaatio} \cdot \text{pitoisuus} \cdot \text{altistuvan hyödykkeen/kohteen määrä}$$

Tällöin esimerkiksi pienhiukkasten aiheuttama aikuisten astmatikkosten lisääntynyt yskä arvioidaan seuraavasti:

$$\text{yskäpäivien määrä} = \text{korrelaatio} \cdot \text{PM}_{2.5}\text{-pitoisuus} \cdot \text{aikuisastmatikkosten osuus väestöstä} \cdot \text{väestö}$$

Kasvihuonekaasujen aiheuttaman ilmastomuutoksen moninaisia vaikutuksia ei tarkastella vaikutuspolkumenetelmällä yksittäisten vaikutusten kautta. Ilmastomuutosta tarkastellaan kokonaistaloudellisella erilliskäsittelyllä vaiheen 4 mukaisesti suoraan päästömääriin perustuen.

Vaihe 4: Kustannukset

Päästöjen haittavaikutusten taloudellisessa arvottamisessa muodostetaan vaikutustyyppistä riippuen kansantaloudellisten vaikutusten ja yksilötason hyvinvointivaikutusten kokonaisarvo, pääsääntöisesti haittakustannusmenetelmän (Damage Cost Method) mukaisesti. Ihmisiin kohdistuvien haittojen kokonaisarvoon sisältyy verovaroin katettuja toimenpidekustannuksia, ihmisyyksilön taloudelliseen tuottavuuteen liittyviä vaikutuksia, yksilön aineelliseen hyvinvointiin (ansainta ja kuluttaminen) liittyviä vaikutuksia sekä erikseen aineettomaan hyvinvointiin kohdistuvia vaikutuksia. Arvottamisessa on vältettävä samojen vaikutusten monenkertaista käsittelyä. Kasvillisuusvaikutusten (metsät ja viljelykasvit) taloudellinen arvottaminen on selkeämpää, koska arvoja voidaan määrittää taloudellisen hyödyntämisen pohjalta.

Edelleen, arvottaminen voidaan tehdä joko verottomin hinnoin tai markkinahinnoin. Tämä tarkoittaa sitä, että markkinahintaisessa arvossa ovat mukana kustannuksiin lukeutuvat välilliset verot (arvonlisäverot ja valmisteverot), kun taas verottomissa hinnoissa niitä ei ole. Valinta riippuu siitä, kumman perusteen mukainen on päästökustannusten kokonaisarvojen tai niistä johdettujen yksikköarvojen käyttötilanne. Suomessa vaikutustarkastelut tehdään verottomin hinnoin, ja tässä työssä noudetaan verottomin hinnoin tehtävää arvottamista.

Keskeisen vaikutustyyppin – terveysvaikutusten - arvottaminen voidaan tehdä osittain markkinahinnoilla kansantaloudellisten tilastojen ja terveydenhuollon kustannustilastojen pohjalta. Suomalaisia aineistoja on siltä osin saatavilla hyvin. Hyvinvointivaikutuksia mitataan terveysvaikutusten ja aineettoman hyvinvoinnin muutoksia kuvaavien subjektiivisten arvottamistutkimusten avulla. Tältä osin joudutaan käyttämään sekä kotimaisia että kansainvälisiä lähdetietoja.

Kasvillisuusvaikutukset (metsien kasvun heikentyminen ja satotappiot) arvotetaan niin sanotun haittakustannusmenetelmän (Damage Cost Method) perusteella. Muussa tapauksessa (esimerkiksi likaantuminen ja öljyntorjunta) sovelletaan haittojen ehkäisemisen toimenpidekustannuksia (Avoidance Cost Method) tai haittojen korjaamisen kustannuksia (Replacement/ Restoration Cost Method). Joissain tilanteissa arvotustapoja saatetaan käyttää harkiten yhdessä. Kaikissa tapauksissa kotimaisiin lähteisiin perustuva kustannusperuste on ensisijainen arvottamistapa.

Merkittävä erillinen kysymys on ilmastomuutoksen arvottaminen. Siihen on periaatteessa tarjolla useita arvottamisperusteita: markkinahinnat (päästökauppa), ilmastomuutoksen torjunnan toimenpidekustannukset (heijastuvat markkinahinnoissa) sekä haittakustannukset. Tässä työssä eri arvottamisperusteet käydään läpi arvioiden niiden merkitystä. Ilmastomuutosta arvotetaan kuitenkin ensisijaisesti haittakustannuksin, joissa on otettu huomioon ilmastopoliittinen ohjaus.

Polttoaineketjujen alkupään eli käyttöä edeltävien vaiheiden ympäristökustannuksia arvioidaan käyttämällä työssä muodostettavia yksikkökustannuksia (€/tonnipäästö) Suomessa syntyville päästökustannuksille.

2.4 Tarkastelumenetelmä – jätteet ja vesistö-päästöt

Vaikutuspolkumenetelmän työkalujen kokonaisuuteen ei ole kehitetty systematiikkaa vesi-liikenteen jätteiden, jätevesien ja vesistöpäästöjen vaikutusten määrittämiseen ja taloudelliseen arvottamiseen. Ongelmallista on myös mm. vesiliikenteen päästöjen aiheuttaman rehevöitymisen tarkastelu. Vesistöpäästöillä on useita erilaisia vaikeasti mitattavia vaikutuksia, joiden määrällinen arvioiminen vaikutuspolkuina on hyvin hankalaa tai jopa mahdotonta.

Vesistöpäästöt ovat toimenpitein hallittavissa ja päästöjen vähentäminen ja estäminen on useimmiten mahdollista kohtuullisin kustannuksin. Tämän vuoksi asiaa voidaan hahmottaa paremmin päästöjen ehkäisemisen ja käsittelyn kustannusten tai haittojen pienentämisen kustannusten kautta.

Vesiliikenteen vastuulle kuuluvalla Itämeren saastumisongelmalle voidaan esittää tietojen puutteellisuuden vuoksi vain rajalliset määrälliset arviot. Taloudellisista vaikutusketjuista ja haittojen torjumisen kustannuksista voidaan esittää jonkin verran tietoja. Eri jätteille ja vesiliikenteen kokonaisvaikutuksille ei kuitenkaan voida määrittää kattavaa arvoa.

3 Liikenteen päästöt ja suoritteet

3.1 Yhteenveto liikenteen energiankulutuksesta ja päästöistä

Taulukossa 1 on esitetty eri liikennemuotojen päästöt Suomessa vuonna 2009. Hiukkaspäästömäärät sisältävät vain palamisesta syntyvät suorat hiukkaspäästöt (primääriset päästöt) eikä ilmassa syntyviä sulfaatteja ja nitraatteja. Tieliikenteen hiukkaskuormaa kasvattaa lisäksi katupöly, joka ei näy hiukkaspäästömäärissä. Kasvihuonekaasujen päästöissä on otettu huomioon vuonna 2009 käytettyjen biokomponenttien määrä, mikä vähentää päästöääriä. Biokomponenttien osuus oli tosin ko. vuonna vasta 4 % bensiinin ja dieselin lämpöarvoista laskettuna. Vesiliikenteen päästöt on laskettu ns. kolmikantapisteeseen eli Suomen, Ruotsin ja Viron talousalueiden kulmapisteeseen Ahvenanmaan eteläpuolella. Rautatieliikenteen tiedoissa on mukana myös sähkövetoisen junaliikenteen tarvitseman sähköntuotannon päästöt Suomen keskimääräisen sähkönhankinnan mukaan tarkasteltuna. Lentoliikenteen päästöt sisältävät myös kansainväliset lennot ja ylilennot Suomen lentotiedotusalueella (suunnilleen sama kuin Suomen talousvyöhyke).

Vesiliikenteen rikkidioksidi- ja typen oksidipäästöjä lukuun ottamatta tieliikenne on merkittävin päästöjen lähde eri liikennemuotoja vertailtaessa.

Liikenne on merkittävin NO_x-päästöjen lähde ja lisäksi se vastaa noin puolta hiilimonoksidipäästöistä Suomessa. Hiukkaspäästöistä suurin osa tulee muista lähteistä kuin liikenteestä. Suomen energiaperäisistä kasvihuonekaasupäästöistä liikenteen osuus on noin neljännes.

Taulukko 1. Suomen liikenteen päästöt 2009 ja Suomen kokonaispäästöt 2009, tonnia vuodessa (VTT LIPASTO 2010 ja Tilastokeskus 2011).

	Hiuk- kaset	SO ₂	NO _x	CO	HC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Tieliikenne	2 459	69	44 178	184 919	20 529	11 277 445	1 237	519
Rautatieliikenne ¹	71	205	2 405	382	133	230 425	9	6
Vesiliikenne	1 578	12 716	51 111	26 748	6 535	2 968 888	333	76
Lentoliikenne ²	120	221	3 073	3 621	283	878 509	27	36
Liikenne yhteensä³	4 229	13 210	100 767	215 672	27 480	15 355 267	1 606	637
Suomen kokonais- päästöt ⁴	37 980	58 858	154 058	454 552	109 724	55 408 900	205 210	18 787
Liikenteen osuus	11 %	22 %	65 %	47 %	25 %	28 %	1 %	3 %

¹ Sisältää sähkövetoisen rautatieliikenteen sähkönhankinnan päästöt.

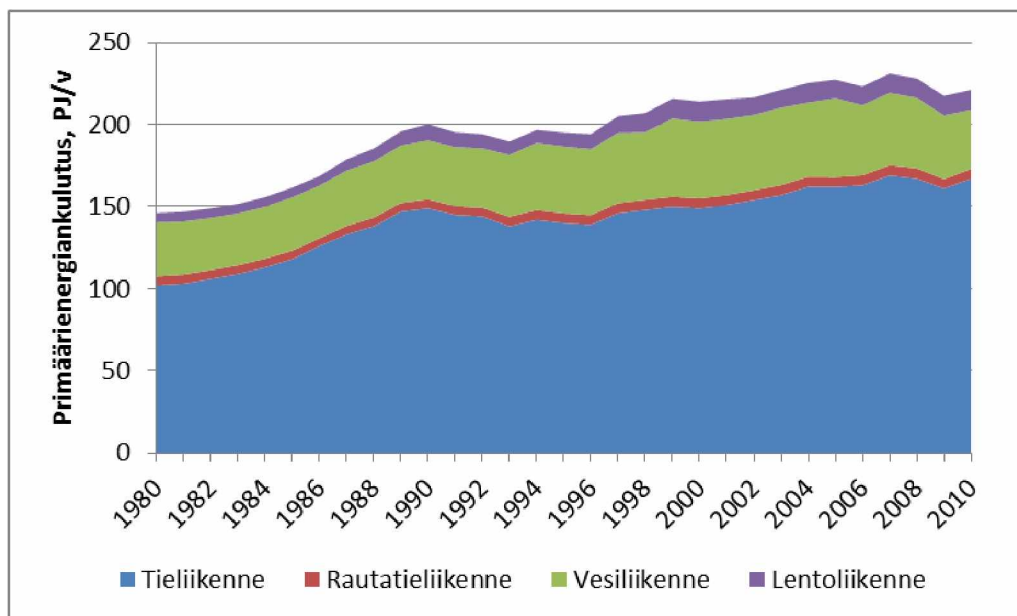
² Ennuste.

³ Liikenne ilman työkoneita.

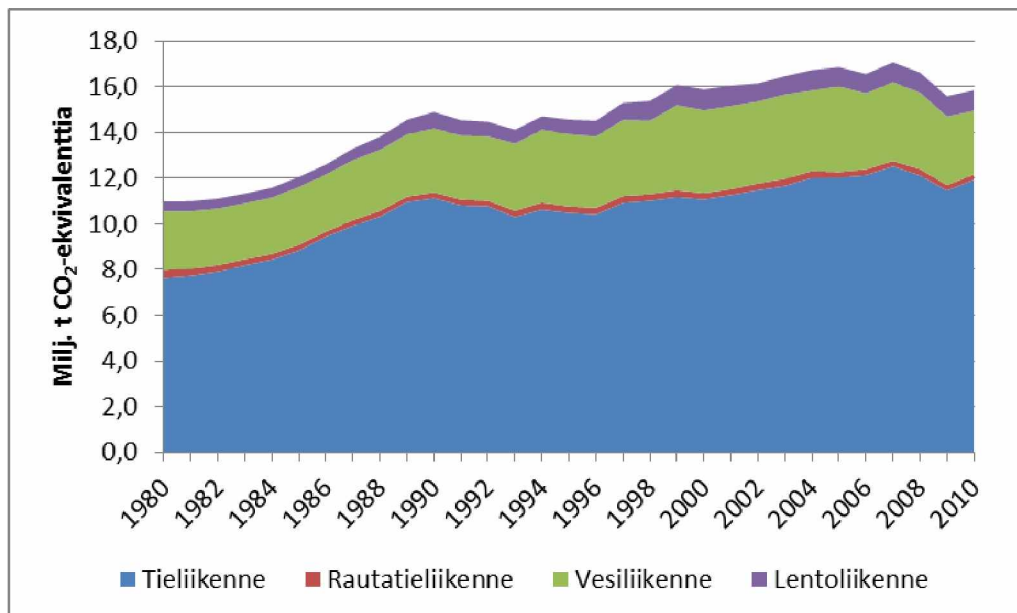
⁴ Kasvihuonekaasupäästöt pois lukien maankäyttö, maankäytön muutos ja metsätalous.

Liikenteessä varsinkin tieliikenteen energiankulutus ja sen mukana hiilidioksidipäästöt ovat kasvaneet, joskin yksittäisinä vuosina tai lyhyinä ajanjaksoina on ollut myös laskua (kuvat 2 ja 3). Kasvu oli voimakkaampaa 1980- kuin 1990-luvulla. Vuonna

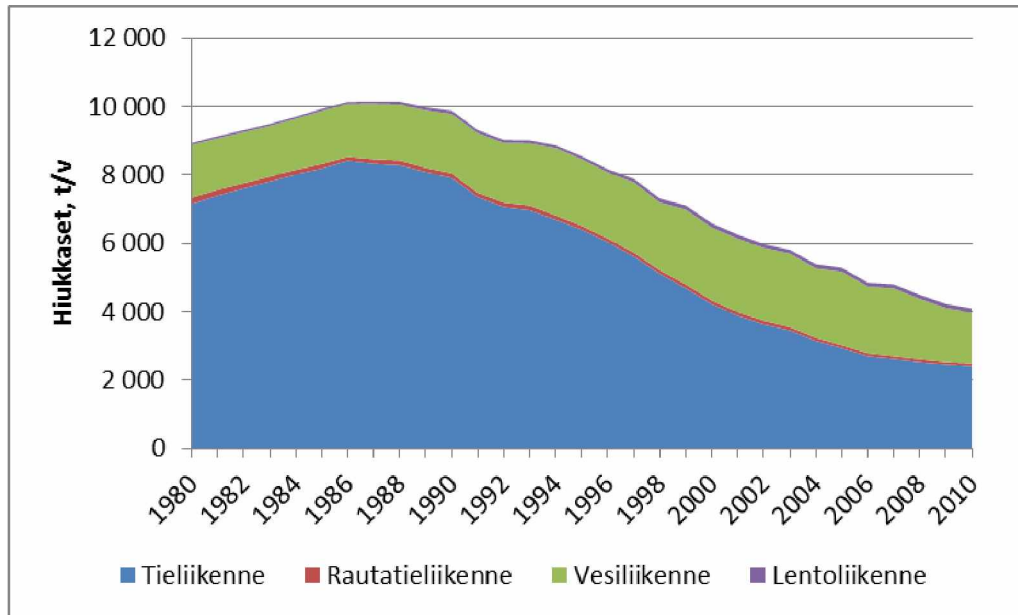
2009 energiankulutus ja hiili-dioksidipäästöt laskivat taloudellisen taantuman seurauksena. Vuonna 2010 talouden elvyttyä havaitaan taas pientä nousua. Auto-, ajoneuvo- ja polttoaineverotuksen muuttamisen ohjausvaikutus on alkanut näkyä tieliikenteen energiankulutuksen kehityksessä päästöjä hillitsevästi ja vaikutus jatkunee. Jatkossa hiilidioksidipäästöjen kehitys alkaa eriytyä energian kokonaiskulutuksen kehityksestä biokomponentin osuuden kasvaessa liikenteen polttonesteissä.



Kuva 2. Suomen liikenteen primäärienergiankulutus 1980–2010 (VTT LIPASTO 2010).



Kuva 3. Suomen liikenteen hiilidioksidipäästöt 1980–2010 (VTT LIPASTO 2010).



Kuva 4. Suomen liikenteen primääriset hiukkaspäästöt 1980–2010 (VTT LIPASTO 2010).

3.2 Tieliikenne

Jatkotarkasteluissa käytettävät tieliikenteen päästöt, energiankulutus ja suoritteet vuonna 2007 on esitetty taulukossa 2. Ajoneuvolajeja (ajoneuvoluokka, polttoaine ja päästöteknologia) ei kuitenkaan jatkossa eritellä, vaan päästöjä käsitellään summatasolla.

Vuoden 2007 tietojen käyttöön on päädytty siksi, että ilman epäpuhtauksien pitoisuustiedot ovat ajanjaksolta 2005–2009. Terveysvaikutusten arvioinnissa tarvittavat väestötiedot päätettiin kerätä ajanjakson puolivälistä, pääosin vuodelta 2007. Myös satotappioiden arvioinnissa lähtötietoina on useamman vuoden keskiarvoja.

Taulukko 2. Tieliikenteen päästöt (tonnia), polttonesteen kulutus ja suorite vuonna 2007 (Mäkelä ym. 2008a).

	Hiukkaset	SO ₂	NO _x	CO	HC ¹	CO ₂	CH ₄	N ₂ O ²	Polttoneste t/v	Suorite [Mkm/v]
Henkilöautot bensiini ei kat.	25	3	6 894	66 346	7 681	677 518	614	42	216 229	4 093
Henkilöautot bensiini kat.	35	23	10 531	104 045	7 584	4 560 948	383	179	1 455 521	30 858
Henkilöautot diesel	1 041	13	6 123	9 040	1 150	2 039 204	33	111	647 792	9 997
Pakettiautot bensiini ei kat.	1,0	0,17	186	3 123	321	33 401	21	1,2	10 660	139
Pakettiautot bensiini kat.	0,055	0,06	15	216	14	12 264	2,0	1,7	3 914	57
Pakettiautot diesel	633	7,8	3 761	3 729	716	1 231 551	15	78	391 226	4 235
Linja-autot	133	3,3	3 800	1 071	557	507 734	35	19	161 291	586
Kuorma-autot ip	298	7,3	6 403	2 114	1 419	1 083 490	68	40	344 191	12 78
Kuorma-autot peräv.	436	14	12 518	2 728	1 714	2 075 461	107	63	659 310	2 009
Moottoripyörät ja mopedit	17	0,49	226	15 722	3 032	96 910	165	1,7	30 929	1 211
Yhteensä	2 620	73	50 456	208 135	24 189	12 318 480	1 442	537	3 921 164	54 462

¹ Sisältää metaanipäästöt.

² Typpioksiduulin päästökertoimia korjattiin vuonna 2008. Tässä on esitetty korjatut tulokset, jotka ovat aiempaa alhaisempia.

Taulukko 3. Tieliikenteen suoritteita henkilö- ja tavaraliikenteessä (Liikennevirasto 2011a).

	2000	2006	2007	2008	2009	2010
Linja-autot, milj. hlö-km	7 700	7 540	7 540	7 540	7 540	7 540
Henkilöautot, milj. hlö-km	55 700	62 455	63 785	63 400	64 330	64 745
Henkilöliikenne yhteensä, milj. hlö-km	63 400	69 995	71 325	70 940	71 870	72 285
Kuljetukset, milj. tonni-km	27 716	25 490	25 962	27 613	24 262	25 961

3.3 Rautatieliikenne

Jatkotarkasteluissa käytettävät rautatieliikenteen päästöt vuonna 2007 on esitetty taulukossa 5. Tuoreempiakin päästötietoja on saatavilla, mutta vuoden 2007 tietojen käyttöön on päädytty siksi, että pitoisuustiedot ovat ajanjaksolta 2005–2009.

Sähkövetoisien liikenteen päästöt on laskettu LIPASTOssa käyttäen Suomen keskimääräisiä vuoden 2010 sähköntuotannon ominaispäästöjä (taulukko 4). Ominaispäästöjä ei LIPASTOssa muuteta joka vuosi, jotta rautatieliikenteen sähkönkulutuksen vaihtelusta johtuva päästöjen kehitys tulisi esiin. Sähkövetoinen rautatieliikenne on melko pieni energiankuluttaja Suomen koko sähkönkulutukseen nähden, alle prosentin luokkaa.

Taulukko 4. Suomen sähköntuotannon (vain tuotantovaihe) ominaispäästöt vuonna 2010 (Mäkelä ym. 2011).

	Päästöt (g/kWh)							
	Hiukkaset	SO ₂	NO _x	CO	HC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Ominaispäästö	0,045	0,32	0,398	0,17	0,014	217	0,007	0,006

Taulukko 5. Rautatieliikenteen päästöt (tonnia), polttonesteen kulutus, primäärienergiankulutus ja sähköenergian kulutus vuonna 2007 (Mäkelä ym. 2008b).

Henkilöliikenne	Hiukkaset	SO ₂	NO _x	CO	HC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Polttonesteen kulutus	Primäärienergian kulutus	Sähköenergian kulutus
									t/v	GJ/v	MWh/a
Sähköjunaliikenne	12	81	97	60	6,7	50 360	6,7	6,7		2 381 006	335 731
Dieseljunaliikenne	2,6	0,9	137	16	6,3	10 414	0,4	0,25	3 287	141 340	
Vaihtotyö/Dieselveturit	1,2	0,01	40	6,1	2,8	1 820	0,1	0,05	575	24 741	
Lähiliikenne	3	20	25	15	1,7	12 768	1,7	1,7		603 675	85 121
Yhteensä	19	102	299	97	17	75 363	8,9	8,7	3 862	3 150 763	420 852

Tavaraliikenne	Hiukkaset	SO ₂	NO _x	CO	HC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Polttonesteen kulutus	Primäärienergian kulutus	Sähköenergian kulutus
									t/v	GJ/v	MWh/a
Sähköjunaliikenne	11	90	111	41	6	59 877	6,0	6,0		1 633 266	230 297
Dieseljunaliikenne	33	0,53	1 829	227	103	73 916	4,0	2,0	23 361	1 004 533	
Vaihtotyö/Dieselveturit	14	0,13	459	71	33	20 936	1,1	0,57	6 617	284 524	
Yhteensä	58	90	2 398	339	142	154 729	11	8,5	29 978	2 922 322	230 297

Koko rautatieliikenne	Hiukkaset	SO ₂	NO _x	CO	HC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Polttonesteen kulutus	Primäärienergian kulutus	Sähköenergian kulutus
									t/v	GJ/v	MWh/v
Sähköjunaliikenne	26	193	235	118	15	124 497	15	15		4 658 638	656 886
Dieseljunaliikenne	52	1,6	2 511	325	148	108 900	5,7	2,9	34 413	1 479 779	
Sähkö ja diesel yhteensä	78	195	2 746	444	162	233 396	20	17	34 413	6 138 416	656 886

Rautatieliikenteen suoritetiedot henkilö- ja tavaraliikenteessä on esitetty taulukoissa 6 ja 7.

Taulukko 6. Rautateiden henkilöliikenne 1990–2010 (Liikennevirasto 2011a).

Henkilökilometrit (1 000 000 hlö-km)	1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Kaukoliikenne	2 729	2 614	2 707	2 744	2 801	2 951	3 164	3 006	3 073
Kotimainen	2 652	2 563	2 647	2 668	2 708	2 848	3 052	2 915	2 983
Kansainvälinen	77	51	60	76	93	103	112	91	90
Lähiliikenne	602	570	697	734	740	827	888	870	886
YTV/HSL-alue	254	248	308	388	392	401	417	402	410
Muu	348	323	370	346	348	425	472	468	476
Yhteensä	3 331	3 184	3 405	3 478	3 540	3 778	4 052	3 876	3 959

Taulukko 7. Rautateiden tavaraliikenne 1990–2010 (Liikennevirasto 2011a).

Tonnikilometrit (1 000 000 t-km)	1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Kotimaan liikenne	5 936	6 802	6 607	7 375	7 581	7 588	6 141	6 915	
Kansainvälinen liikenne	3 357	3 305	3 099	3 685	2 852	3 189	2 731	2 835	
Yhteensä	7 877	9 293	10 107	9 706	11 060	10 433	10 777	8 872	9 750

3.4 Vesiliikenne

3.4.1 Vesiliikenteen kuljetussuoritteet

Suomen satamissa rekisteröitiin vuonna 2007 yhteensä noin 80 000 alusvierailua. Tilastoissa on mukana kaikkiaan noin 80 satamaa, joista osa on hyvin pieniä. Kaikkien Suomen satamien yhteenlaskettu satamassa käyntien lukumäärä vuonna 2007 oli 41 200 kpl. Tästä 9 % oli kotimaanliikennettä ja 91 % ulkomaanliikennettä. Rahtilaivojen osuus kaikista satamassa käynneistä oli 56 % ja matkustajalaivojen 44 %. Rahtiliikenteestä kotimaanliikennettä oli 13 % ja matkustajaliikenteestä 4 %. (Mäkelä ym. 2008c)

Taulukossa 8 esitetään ulkomaan liikenteen laajuutta kuvaavia tilastoja. Ulkomaanliikenteessä kirjattiin noin 16 miljoonaa matkustajaa vuonna 2007. Ruotsinliikenteen suhteellinen osuus matkustajaliikenteestä on vuotta 2011 edeltäneiden viimeisten viiden vuoden aikana ollut 54–59 %. Viron liikenne on 2000-luvulla pysytellyt noin kuuden miljoonan matkustajan lukemissa. (Liikennevirasto 2011b)

Taulukossa 8 on esitetty myös MEERIssä Suomen vesiliikenteelle määritelty ulkomaanliikenteen alusten kulkema yhteenlaskettu matka kolmikantapisteeseen eli Suomen, Ruotsin ja Viron talousalueiden kulmapisteeseen Ahvenanmaan eteläpuolella (Mäkelä ym. 2008c). Suorite (t-km) saadaan kertomalla aluskäyntien lukumäärä alusten keskimääräisellä lastilla (yhteenlaskettu lasti/aluskäyntien lukumäärä) ja aluksen kulkemalla keskimääräisellä matkalla (yhteenlaskettu matka/aluskäyntien lukumäärä). Suomen vesiliikenteessä ulkomaan tavaraliikenteelle kohdistuvaksi yhteenlasketuksi suoritteeksi saadaan noin 34 mrd. t-km. Suomen satamien kautta kulkevan ulkomaanliikenteen kokonaissuorite oli 200 mrd. t-km, mikä on laskettu kerto-

malla Suomen ulkomaankaupan meritse kuljetetut tavaratonnit Suomen ja tuonti- ja vientimaiden keskimääräisillä etäisyyksillä.

Ulkomaan liikenteen Suomen satamiin saapuneiden alusten yhteenlaskettu nettovetoisuus on kasvanut lähes kaksinkertaiseksi (80 %) vuoden 1996 ja 2007 välillä. Laivaliikenteen määrä on kasvanut kyseisellä aikavälillä noin 35 % eli huomattavasti maltillisemmin. Käytännössä tämä tarkoittaa keskimääräisen laivakohtaisen nettovetoisuuden kasvua. Myös 2007 jälkeen nettovetoisuuden taso suhteessa laivaliikenteen määrään kertoo edelleen nousevasta laivakohtaisen nettovetoisuuden kasvusta. (Liikennevirasto 2011b)

Lastia kuljetettiin ulkomaanliikenteessä Suomen satamiin ja satamista noin 104 milj. tonnia. Tästä vientiä oli 45 milj. tonnia ja tuontia 58 milj. tonnia. Suomalaisen tonniston osuus merikuljetuksista oli tuonnin osalta 38 % ja viennin osalta 17,5 %. (Liikennevirasto 2011b)

Taulukko 8. Ulkomaan vesiliikenteen matkustaja- ja tavaraliikenteen suoritettiedot vuonna 2007 (Liikennevirasto 2011b).

Matkustaja-alukset	Saapuneita matkustajia	Lähteneitä matkustajia	Yhteensä	Suorite milj. hlö-km
Vuosi 2007	8 011 217	7 957 723	15 968 950	1 232
Tavara-alukset	Saapuneet ja lähteneet alukset kpl	Lasti t	Matka laiva-km	Suorite milj. t-km
Matkustaja-alukset	4 446	1 524 474	332 737	114 091
Matkustaja-autolautat	32 468	9 633 000	2 382 445	706 853
Ro-ro lastialukset	10 912	16 789 000	2 733 911	4 206 345
Irtolastialus	1 310	9 944 000	619 987	4 706 222
Muu kuivalastialus	21 871	35 646 000	8 025 855	13 080 775
Säiliöalus	4 146	25 276 000	1 478 306	9 012 461
Muu alus	2 388	5 264 000	793 177	1 748 444
Yhteensä	77 541	104 076 474	16 366 419	33 575 190

Taulukossa 9 esitetään kotimaan vesiliikenteen laajuutta kuvaavia tilastoja. Suurin osa kotimaan sekä tavara- että matkustajaliikenteestä sijoittuu rannikolle.

Kotimaan vesiliikenteen matkustajamäärä rannikon ja sisävesien matkustajalusliikenteessä oli 4,35 milj. vuonna 2007. Sisävesien matkustajamäärä on ollut viimeiset kymmenen vuotta noin puoli miljoonaa ja rannikon noin neljä miljoonaa vuositain. (Liikennevirasto 2011c)

Kotimaan vesiliikenteessä vuonna 2007 kuljetettu tavaramäärä oli 8,5 milj. tonnia ja kuljetussuorite noin 3,1 miljardia t-km. Tavaraliikenteessä keskimääräinen kuljetusmatka oli 295 km, ruoppausmassojen keskimääräinen kuljetusmatka on yleensä alle kymmenen kilometriä.

Kotimaan sisävesiliikenteen tilastoihin sisältyvät vain ne kuljetukset, jotka eivät missään vaiheessa poikkeaa rannikon puolelle. Rannikkoliikenteeseen luetaan rannikon satamien välisen kotimaan liikenteen ohella myös Saimaan kanavan kautta tapahtuva rannikko- ja sisävesisataman välinen liikenne sekä kanavaa ylös- että alaspäin. Esimerkiksi vuonna 2006 Saimaan kanavan kautta kuljetetusta tavaramäärästä (2,1 milj. tonnia), 97 % oli ulkomaan liikennettä. Osa sisävesillä kulkevasta liikenteestä on siis sisällytetty rannikkoliikenteen määriin ja esimerkiksi Saimaan kanavien ulkomaanliikennemäärät ovat ulkomaanliikenteen tilastoissa eivätkä tilastoiduissa sisävesiliikenteen määrissä.

Suurimmat sisävesiliikenteen määrät kulkevat Saimaan kanavaa pitkin. Myös muilla sisävesikanavilla on jonkin verran liikennettä. Saimaan kanavan kautta kulkeva tavaraliikenne vuonna 2007 oli noin 2,1 milj. tonnia, josta Suomen ja ulkomaiden välistä liikennettä oli 1,97 milj. tonnia eli 96 % (Liikennevirasto 2011d). Kanavaristeilyjen ja läpikulkuliikenteen määrä Saimaan kanavalla vuonna 2007 oli 40 000.

Taulukko 9. Kotimaan vesiliikenteen matkustaja- ja tavaramäärä sekä henkilö- ja tavarakuljetussuoritteet vuonna 2007 (Liikennevirasto 2011c).

Matkustajaliikenne	Rannikolla	Sisävesillä	Yhteensä
Matkustajamäärä	3 943 000	412 000	4 355 000
Kuljetussuorite, milj. hlö-km	121,3	13,7	135,0

Tavaraliikenne	Alusliikenne	Ruoppausmassat	Nippu-uitto	Yhteensä
Tavaramäärä, milj. t	6,58	1,46	0,48	8,52
Rannikolla	6,11			
Sisävesillä	0,47			
Kuljetussuorite, milj. t-km	2 993	10	140	3 140
Rannikolla	2 890			
Sisävesillä	100			

3.4.2 Päästöt ilmaan

MEERIssä päästömäärät on laskettu laivojen päästökerrointen ja polttoaineenkulutuksen tulona. Vuoden 2007 kokonaistulokset Suomen vesiliikenteen päästöistä on esitetty taulukossa 10. Tuoreempiakin päästötietoja on saatavilla, mutta vuoden 2007 tietojen käyttöön on päädytty siksi, että pitoisuustiedot ovat ajanjaksolta 2005–2009. Terveysvaikutusten arvioinnissa tarvittavat väestötiedot päätettiin kerätä ajanjakson puolivälistä, pääosin vuodelta 2007. Myös satotappioiden arvioinnissa lähtötietoina on useamman vuoden keskiarvoja. Koska ympäristövaikutuksia ei arvioida aivan viimeisimpien vuosien tilanteessa, ei niiden kustannuksiakaan tule kohdistaa aivan viimeisimpien vuosien päästömäärille tai suoritteille.

Vuosina 2008 ja 2012 valmistuneiden MEERI 2007- ja MEERI 2010-raporttien mukaan vesiliikenteen päästöjen kehityksessä ei oleteta tulevaisuudessa tapahtuvan suuria muutoksia pitkäaikaiseen kehitykseen verrattuna muiden yhdisteiden paitsi rikkidioksidin osalta. Rikkidioksidipäästöjen määrässä tapahtuu laskua vähärikkisempien polttonesteiden sekä tiukentuneiden satamamääräysten myötä. Laman arvioitiin kuitenkin aiheuttavan selvän notkahduksen päästöissä vuosina 2008–2011. (Mäkelä ym. 2012 ja Mäkelä 2012)

Taulukossa 11 Suomen vesiliikenteen kokonaispäästöt on jaoteltu karkeasti sisävesiliikenteelle ja meriliikenteelle. MEERI:n vuoden 2007 kokonaispäästöistä on kohdistettu osuudet sisävesiliikenteen matkustaja- ja tavaraliikenteelle liikennesuoritteiden ja MEERI:n tietojen perusteella arvioitujen keskimääräisten päästökertoimin avulla. Sisävesiliikenteessä rahtiliikenteen aluksen polttoaineen käyttö ja päästöt (g/tkm) on arvioitu bruttovetoisuudeltaan noin 3 000 tonnin alukselle. Matkustajaliikenteen tyyppialuksena on käytetty sightseeing-alusta. Loppuosa kokonaispäästöistä on kohdistettu meriliikenteelle.

Taulukko 10. Vesiliikenteen päästöt, polttonesteen kulutus ja energiankulutus vuonna 2007 (Mäkelä ym. 2008c).

	Hiukkaset	SO ₂	NO _x	CO	HC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Polttoaineen kulutus t/v	Energian- kulutus GJ/v
				t/v						
Satamat	191	2 638	7 513	682	241	435 166	32	11	134 785	5 555 330
Väylät	1 261	15 145	46 088	2 691	1 286	2 433 275	176	62	753 622	31 058 182
Risteilyalukset	2,8	0,058	185	26	8,3	9 097	0,49	0,25	2 890	121 954
Huviveneet	398	1,1	1 464	27 093	9 073	211 189	217	3,2	67 345	2 885 375
Kalastus- ja työveneet	65	1,4	4 343	611	195	213 620	12	5,8	67 859	2 863 649
Lautat ja lossit	6,1	0,13	407	57	18	20 006	1,1	0,54	6 355	268 190
Jäänmurtaajat	63	49	2 225	82	53	89 042	7,1	2,3	27 499	1 156 932
Yhteensä	1 986	17 835	62 225	31 242	10 874	3 411 395	445	85	1 060 355	43 909 613
Kauppameren- kulun osuus	73 %	100 %	86 %	11 %	14 %	84 %	47 %	86 %		

Huom! Taulukossa on mukana ulkomaanliikenne, jota ei kansainvälisissä vertailuissa lasketa kansallisiin päästömääriin

Taulukko 11. Kotimaan vesiliikenteen pakokaasupäästöt ja polttoaineen kulutus vuonna 2007, sisävesiliikenteen ja meriliikenteen osuudet (Mäkelä ym. 2008c).

	Hiuk- kaset	SO ₂	NO _x	CO	HC	CO ₂	Poltto- aineen kulutus t/v	Energian- kulutus GJ/v
				t/v				
Sisävesi- liikenne	1,1	19	49	2	0,4	2 145	669	27
Meri- liikenne	1 985	17 816	62 176	31 241	10 874	3 409 250	1 059 686	43 909 586

Sisävesiliikenteelle kohdistuva osuus Suomen vesiliikenteen pakokaasupäästöistä on hyvin vähäinen. Sisävesillä kulkevat liikennemäärät ovat jonkin verran korkeammat, kuin taulukossa 9 esitetyt määrät, koska kotimaan liikenteen tilastoissa sisävesiliikenteen määriin ei lasketa sisävesiltä rannikolle kulkevia liikennemääriä.

MEERI 2007 sisältää eri alustyyppien suoritteet ja päästöt koti- ja ulkomaanliikenteessä eri alustyypeille. Mukana ovat sekä päästöt väylillä ja satamissa että veneliikenteen päästöt lukuun ottamatta Suomen armeijan kalustoa. Päästöt satamissa kattavat päästöt laitureissa ja satamaväylillä.

Päästöt on jaoteltu myös laivan tyypin (matkustajalaiva, rahtilaiva), alkuperän (suomalainen, ulkomaalainen) ja koon (bruttorekisteritonit) mukaan. Polttonesteet on jaettu neljään luokkaan, joista yksi sisältää dieselöljyt ja kolme muuta raskaita polttoöljyjä (HFO) eri rikki- ja pitoisuuksilla. Vuonna 2007 polttonesteitä käytettiin yhteensä 1 060 000 tonnia. Tätä vastaava energian käyttö oli 43,9 milj. TJ. (Mäkelä ym. 2008c)

MEERI:ssä päästömäärät on laskettu laivojen päästökerrointen ja polttoaineenkulutuksen tulona. Laivaliikenteessä käytettiin eri polttoaineita taulukon 12 mukaisesti.

Taulukko 12. Vesiliikenteen polttoaineiden kulutus alustyypeittäin vuonna 2007, tonnia vuodessa (Mäkelä 2012).

Rahtialukset	Diesel	HFO1 < 1,5 % S	HFO2 1,5–2,7 % S	HFO3 > 2,7 % S	Yhteensä tonnia
Junalautta	305	928	1 628	383	3 244
Lastilautta	20 580	62 614	109 904	25 834	218 931
Konttialus	6 114	18 603	32 653	7 676	65 047
Irtolastialus	3 115	9 476	16 633	3 910	33 134
Muu kuiva- lastialus	12 617	38 388	67 381	15 839	134 225
Säiliöalus	7 878	23 969	42 072	9 889	83 809
Muu alus	2 765	8 412	14 765	3 471	29 413
Yhteensä	53 374	162 392	285 037	67 001	567 803
Osuus	9 %	29 %	50 %	12 %	100 %

Matkustaja- alukset	Diesel	Marine-diesel	HFO1	HFO2	Yhteensä
	0,15 % S	< 0,2 % S	< 0,5 % S	< 2 % S	tonnia
Matkustaja- alus	273	4 646	20 771	1 640	27 330
Matkustaja- autolautta	2 933	49 856	222 888	17 596	293 273
Yhteensä	3 206	54 503	243 659	19 236	320 603
Osuus	1 %	17 %	76 %	6 %	100 %

Taulukossa 13 on esitetty vesiliikenteen päästöjen jakautuminen eri alustyypeille.

Taulukko 13. Vesiliikenteen päästöt ja polttoaineiden käyttö alustyypeittäin vuonna 2007. Taulukossa on mukana ulkomaanliikenne, jota ei kansainvälisissä vertailuissa lasketa kansallisiin päästömääriin (Mäkelä 2012).

Alustyyppi	Hiukka- set	SO ₂	NO _x	CO t/v	HC	CO ₂	Polttoainei- den käyttö TJ/v
Matkustaja- alukset	418	2 736	14 130	1 235	472	1 033 843	13 243
Matkustaja- alus	35	233	1 199	103	40	88 130	1 129
Matkustaja- autolautta	383	2 503	12 931	1 132	432	945 713	12 114
Rahtialukset	980	1 268	37 425	2 027	1 001	1 739 572	22 160
Irtolastialus	62	878	2 344	119	62	107 058	1 364
Lastilautta	41	5 802	15 620	772	407	707 377	9 011
Junalautta	6	86	232	11	6	10 481	134
Konttialus	121	1 724	4 578	238	121	210 169	2 677
Säiliöalus	155	2 221	5 878	309	156	270 792	3 450
Muu kuivalas- tialus	213	3 557	8 773	577	249	433 686	5 525
Muut alukset	53	779	2 046	111	55	95 035	1 211
Yhteensä	1 451	17 783	53 601	3 373	1 527	2 868 441	36 614

3.5 Liikenteen biopolttoaineet

Polttoainevalikoiman laajeneminen, eli lähinnä biokomponenttien lisääntyminen liikenteen nestemäisissä polttoaineissa, vaikuttaa päästökustannusten kehittymiseen ajan kuluessa. Sen sijaan sitä ei ole tarpeen käsitellä erikseen yhtä vuotta koskevassa poikkileikkaustarkastelussa, sillä LIPASTOn päästökertoimissa on otettu huomioon kunakin vuonna käytössä olleiden liikennepolttoaineiden biokomponenttien määrä, mikä näkyy kyseisen vuoden CO₂-päästöissä. Toinen mahdollinen muutostekijä on sähkön käytön lisääntyminen, jonka päästöt aiheutuvat sähköntuotannon kautta, ja riippuvat primäärienergiälähteiden jakaumasta.

Jatkossa etenkin kasvihuonekaasujen päästökertoimet muuttuvat biokomponenttien osuuden kasvaessa. Muutosta päästökertoimissa voi tapahtua myös polttoaineketjujen alkupään päästöissä.

4 Päästöjen aiheuttamat ilman epäpuhtauspitoisuudet

4.1 Pienhiukkaset

4.1.1 Primäärihiukkaset

Seuraavassa on esitetty tiivistetysti Ilmatieteen laitoksen pitoisuusarvioinnin lähtökohdat, menetelmät ja tulokset. Ilmatieteen laitoksen yksityiskohtaisempi raportti on liitteessä 1.

Suorista hiukkaspäästöistä eli ns. primääripäästöistä aiheutuvien pienhiukkasten ($PM_{2.5}$) pitoisuusmäärittämisessä on käytetty ensisijaisesti Ilmatieteen laitoksella tehtyjen leviämismallilaskelmien tuloksia. Ilmatieteen laitoksella on tehty useita leviämismalliselvityksiä, joissa on tarkasteltu kokonaisen kaupunkialueen tai jopa useista naapurikunnista koostuvan suuremman alueen merkittävimpien päästölähteiden päästöjen vaikutuksia ilmanlaatuun. Pienhiukkasten mittaustuloksia on käytetty varmistamaan leviämismallilaskelmien pohjalta tehtyjen arvioiden oikeellisuutta. Pitoisuusarvioinneissa on huomioitu tehtyjen leviämismallitutkimusten tarkasteluvuosi ja vertautuvuus nykytilanteeseen sekä mallilaskelmakohteiden erityispiirteet.

Mallilaskelmien mukaan valtaosa ulkoilman pienhiukkaspitoisuuksista aiheutuu taustapitoisuudesta, esimerkiksi Turussa, Kouvolassa ja Riihimäellä 50–80 %. Toinen merkittävä lähde ovat autoliikenteen päästöt. Muiden paikallisten päästölähteiden osuus on useimmiten hyvin pieni.

Taulukossa 14 on esitetty arviot eri liikennemuotojen aiheuttamista pienhiukkaspitoisuuksista kaupunki- ja haja-asutusalueilla. Koska koko kaupunkialueiden kattavia liikenteen päästöjen mallilaskelmatuloksia viime vuosilta on käytettävissä vain rajoitettu määrä, voidaan taulukossa esitettyjen kaupunkien ajatella edustavan laajemmin Suomea seuraavasti: Helsingin pitoisuudet edustavat koko pääkaupunkiseutua eli yli miljoonan asukkaan asutuskeskittymää, Turun pitoisuudet edustavat yli 100 000 asukkaan asutuskeskittymää, Kouvolaan pitoisuudet edustavat 50 000–100 000 asukkaan asutuskeskittymää ja Riihimäen pitoisuudet alle 10 000–50 000 asukkaan asutuskeskittymää.

Energiantuotannon osuus primäärihiukkasten pitoisuuksista on hyvin pieni, 0,01–0,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ luokkaa. Ns. energiamenetelmää³ soveltaen sähköntuotannon osuudeksi pitoisuudesta saadaan 45 % lopun 55 % kohdistuessa lämmöntuotannolle kun tarkastelun lähtökohdaksi otetaan vuoden 2007 energiatilastot (Tilastokeskus 2008). Jos pitoisuuden oletetaan olevan 0,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sähköntuotannon osuus on tällöin noin 0,01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Rautatieliikenteen osuus tästä voidaan arvioida rautatieliikenteen sähkönkulutuksen suhteessa koko Suomen sähkönkulutukseen. Osuus oli 0,7 % vuonna 2007, joten pitoisuudeksi muodostuu vain 0,00007 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

³ Energiamenetelmällä jako tapahtuu tuotettujen sähkö- ja lämpöenergiämäärien suhteessa. Menetelmä on sama, jolla rautatieliikenteen käyttämän sähkön päästöjä on käsitelty LIPASTO:ssa.

Taulukko 14. Liikenteen ja energiantuotannon aiheuttamat pienhiukkasten (primäärihiukkaset) pitoisuustasoarviot erikokoisissa kunnissa.

Pienhiukkaspitoisuus (primäärihiukkaset) vuosikeskiarvo $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Kaupunki	Haja- asutusalue
Tieliikenne		
Helsinki/Pääkaupunkiseutu	4	2
Turku (> 100 000 asukasta)	3	1,5
Kouvola (50 000–100 000 asukasta)	1	0,6
Riihimäki (10 000–50 000 asukasta)	0,8	0,5
Muut kunnat		0,2
Laivaliikenne	0,2	0,1
Dieseljunaliikenne	0,1	0,05
Energiantuotanto, josta	0,01–0,02	0,01–0,02
Sähköntuotanto, josta	0,01	0,01
Sähkövetoisen rautatieliikenteen osuus	0,00007	0,00007

4.1.2 Sulfaatit

Sulfaatit ovat sekundäärisiä hiukkasia, joita muodostuu ilmakehässä rikkipäästöistä. Koko Suomen SO_2 -päästöt olivat 82 186 tonnia vuonna 2007. Vesiliikenne on tähän nähden merkittävä päästölähde 17 835 tonnin päästömäärällä. Vesiliikenteen päästömäärä ei kuitenkaan ole aivan vertailukelpoinen Suomen kokonaispäästöjen kanssa, sillä ne sisältävät jonkin verran myös ulkomaanliikenteen päästöjä, jotka eivät sisälly kokonaispäästöihin. Rautatieliikenteen päästöt olivat 195 tonnia (sisältäen dieseljunaliikenteen sekä sähkönkäyttöön kohdistuvat päästöt) ja tieliikenteen 72 tonnia.

Liikenteen aiheuttamia sulfaattipitoisuus on arvioitu Ilmatieteen laitoksen kehittämällä SILAM-mallinnustyökalulla (System for Integrated ModelLing of Atmospheric coMposition). Mallinnuksen yksityiskohdat ja tulokset on esitetty liitteessä 1.

Ilmatieteenlaitoksen pitoisuusmäärittelyissä keskityttiin meriliikenteen päästöjen aiheuttamien sulfaattipitoisuuksien arviointiin. Lisäksi tarkasteltiin tieliikenteen aiheuttamia sulfaattipitoisuuksia muutamissa suurimmissa kaupungeissa.

Laivaliikenteen päästöillä on selvä vaikutus ilmanlaatuun myös sekundääristen hiukkasten osalta. Laivaliikenteen päästöjen aiheuttamat sulfaattihiukkaset voivat muodostaa noin 25 % kaikista sulfaattihiukkasista Turun seudulla ja jopa noin 90 % sulfaattihiukkasista avomerialueilla. Mallilaskelmien mukaan Suomen rannikkoalueen kokonaissulfaattipitoisuuden vuosikeskiarvo on noin $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, josta laivaliikenteen päästöjen aiheuttamien pitoisuuksien osuuden voidaan arvioida olevan noin $0,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Mallin mukaan myös tieliikenteen päästöillä on vaikutusta ilmanlaatuun sekundääristen hiukkasten osalta varsinkin tiheästi asutuilla suurten kaupunkien keskusta-alueilla, joissa liikennettä on paljon. Vuoden 2000 päästötilanteessa tieliikenteen vaikutus sulfaattipitoisuuksiin Helsingin alueella on korkeimmillaan 15 % ($0,1 \mu\text{gS}/\text{m}^3$). Kouvolan, Tampereen ja Turun alueilla vaikutus on noin $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sen jälkeen tieliikenteen rikkipäästöt ovat huomattavasti pienentyneet, joten rikin melko lineaari-

sesta muutunnasta sulfaatiksi johtuen pitoisuusarvioina terveysvaikutusten arvioinnissa on käytetty yhtä kolmasosaa näistä pitoisuusarvioista.

4.1.3 Nitraatit

Nitraatit ovat sekundäärisiä hiukkasia, joita muodostuu ilmakehässä typen oksideista. Koko Suomen NO_x -päästöt olivat 184 038 tonnia vuonna 2007. Merkittäviä määriä NO_x -päästöjä syntyi vesiliikenteestä (62 225 tonnia) ja tieliikenteestä (50 456 tonnia). Vesiliikenteen päästö määrä ei kuitenkaan ole aivan vertailukelpoinen Suomen kokonaispäästöjen kanssa, sillä ne sisältävät jonkin verran myös ulkomaanliikenteen päästöjä, jotka eivät sisälly kokonaispäästöihin. Rautatieliikenteen NO_x -päästöt olivat 2 750 tonnia sisältäen sekä dieseljunaliikenteen että sähkönkäyttöön kohdistuvat päästöt.

Liikenteen aiheuttamia nitraattipitoisuus on arvioitu Ilmatieteen laitoksen kehittämällä SILAM-mallinnustyökalulla (System for Integrated ModelIng of Atmospheric coMposition). Mallinnuksen yksityiskohdat ja tulokset on esitetty liitteessä 1. Typen ilmakemian aiheuttaman epälineaarisuuden vuoksi meriliikenteen päästöjen vaikutusta nitraattipitoisuuksiin on vaikeampi arvioida kuin sulfaattien. Laskelmiin sisältyy kohtalaista epävarmuutta.

Mallilaskelmien mukaan Suomen rannikkoalueen kokonaisnitraattien vuosikeskiarvopitoisuus on noin $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, josta voidaan arvioida laivaliikenteen päästöjen aiheuttamien pitoisuuksien olevan karkealla tasolla noin $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Mallin mukaan myös tieliikenteen päästöillä on merkittävä vaikutus ilmanlaatuun sekundääristen hiukkasten osalta varsinkin tiheästi asutuilla suurten kaupunkien keskusta-alueilla, joissa liikennettä on paljon. Tieliikenteen päästöjen tuoma lisä nitraattipitoisuuksiin Turun alueella on noin $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Kouvolan sekä Tampereen alueella noin $0,15\text{--}0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kouvola pienemmissä kaupungeissa liikenteen päästöjen vaikutus nitraattipitoisuuksiin voidaan arvioida olevan noin $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.1.4 Katupöly

Suurin osa katupölystä on autojen renkaiden alla hienoksi jauhautunutta hiekkaa ja asfalttia. Lisäksi se sisältää pienhiukkasia, autojen renkaista ja jarruista irtoavaa materiaalia, maaperän mikrobeja ja kevätkaudella myös siitepölyä. Suurin osa katupölyn hiukkasista on kooltaan karkeampia ns. hengitettäviä hiukkasia (PM_{10}), mutta seassa on myös pienhiukkasia, joskin näiden osuus on pienempi.

Tässä selvityksessä terveysvaikutusten tarkastelussa ovat mukana vain katupölyyn sisältyvät pienhiukkaset, mukaan lukien sulfaatit ja nitraatit. Pölyn poiston kustannusarviossa (ks. luku 6.4) on mukana myös karkeampi jae. Katupölyn tarkastelu tulee ottaa mukaan tarkasteluihin jos luotettavia altistus-vaikutusfunktioita saadaan tulevaisuudessa käyttöön. Tällöin tulee kuitenkin välttää päällekkäislaskenta pienhiukkasten vaikutusten kanssa.

4.2 Otsoni

Otsonin terveysvaikutuksille käytetään altistus-vaikutusfunktioita, joissa otsonipitoisuus esitetään SOMO₃₅-indeksin avulla. SOMO₃₅ (Sum of Ozone Means Over 35 ppb) on kumulatiivinen summapitoisuus ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) kynnysarvon 35 ppb eli $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ylittävistä otsonipitoisuuksista vuoden ajalta. SOMO₃₅-indeksiä määritettäessä tarkastellaan kunkin vuorokauden korkeinta otsonipitoisuuden 8 tunnin liukuvaa keskiarvoa. SOMO₃₅-indeksiin lasketaan yhteen näiden 8 tunnin liukuvien keskiarvojen $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ylittävät pitoisuudet. Tässä tutkimuksessa käytettiin SOMO₃₅-indeksin laskentajaksona vuosien 2005–2009 otsonin pitoisuusmittauksia asemilla, joissa otsonipitoisuutta on seurattu vähintään kolme vuotta ajanjaksolla 2005–2009. Kullekin mittausasemalle laskettiin ensin oma indeksi kullekin tarkasteluvuodelle, minkä jälkeen arvoista laskettiin keskiarvo.

SOMO₃₅-indeksin laskentaan valittiin ilmanlaadun mittausasemia, jotka sijaitsevat siellä, missä myös otsonille altistuvat ihmiset asuvat. Tarkasteltaviksi asemiksi valittiin täten kaupunkien tausta-asemia ja esikaupunkien tausta-asemia.

Kaupunkiemme keskustoissa, missä typen oksidien päästöt ovat suurimmat, otsonipitoisuudet ovat pienet. Kauempana päästöistä, jo kaupunkien laidoilla, pitoisuudet kohoavat ja ovat korkeimmat maaseudun tausta-alueilla. Terveysvaikutusten tarkasteluissa käytettävät pitoisuudet on esitetty taulukossa 15.

Terveysvaikutusten arvioinnissa käytettävä kynnysarvon ylittävä otsonipitoisuuden vuosikeskiarvo saadaan jakamalla SOMO₃₅-indeksi 365:llä. Kaupunkialueella tämä tarkoittaa $4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pitoisuutta ja haja-asutusalueella $6,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pitoisuutta.

Taulukko 15. Otsonin pitoisuustasoarviot kaupunki- ja haja-asutusalueilla SOMO₃₅-indeksin avulla esitettynä ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Otsonipitoisuus	Kaupunki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Haja-asutusalue ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
SOMO ₃₅ -indeksin keskiarvo vuosilta 2005–2009	1 772	2 481
Terveysvaikutusten laskennassa käytettävä kynnysarvon ylittävä keskipitoisuus	4,9	6,8

Otsonin vaikutuksia viljelykasveihin tarkastellaan altistus-vaikutusfunktioilla, joissa otsonipitoisuus esitetään altistumisajan ja pitoisuustason yhdistävän AOT₄₀-arvon ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$) avulla. AOT₄₀ (= accumulated exposure over threshold) ilmaisee 40 ppb eli $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ylittävien otsonin tuntipitoisuuksien ja $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pitoisuuden erotuksen summaa laskettuna päivittäisistä otsonin tuntipitoisuuksista kasvukaudella valoisaan aikaan.

Otsonin vaikutuksille metsien kasvuun on olemassa altistus-vaikutusfunktio, joka ottaa huomioon termisen kasvukauden valoisan ajan otsonipitoisuuden. Kasvukauden pituuden laskentajaksona käytettiin useimmille sääasemille 30 vuoden jaksoa 1971–2000.

Sekä viljelykasveihin että metsiin vaikuttavien pitoisuuksien laskentaan valittiin ilmanlaadun mittausasemia, jotka on luokiteltu maaseudun tausta-asemiksi. Näistä

asemista valittiin edelleen jatkotarkasteluun sellaiset asemat, joissa otsonipitoisuutta on seurattu vähintään kolme vuotta ajanjaksolla 2005–2009. Satotappioiden tarkastelussa käytettävät pitoisuudet on esitetty taulukossa 16 ja metsävaurioiden taulukossa 17.

Taulukko 16. Otsonin pitoisuustasoarviot tausta-alueilla Suomen eri osissa AOT₄₀-arvon avulla esitettynä (µg/m³h) satotappioiden arvioimiseksi.

Otsonipitoisuus AOT ₄₀ (µg/m ³ h)	Tausta-alue
Etelä-Suomi	14 827
Keski-Suomi	11 555
Pohjois-Suomi	6 106

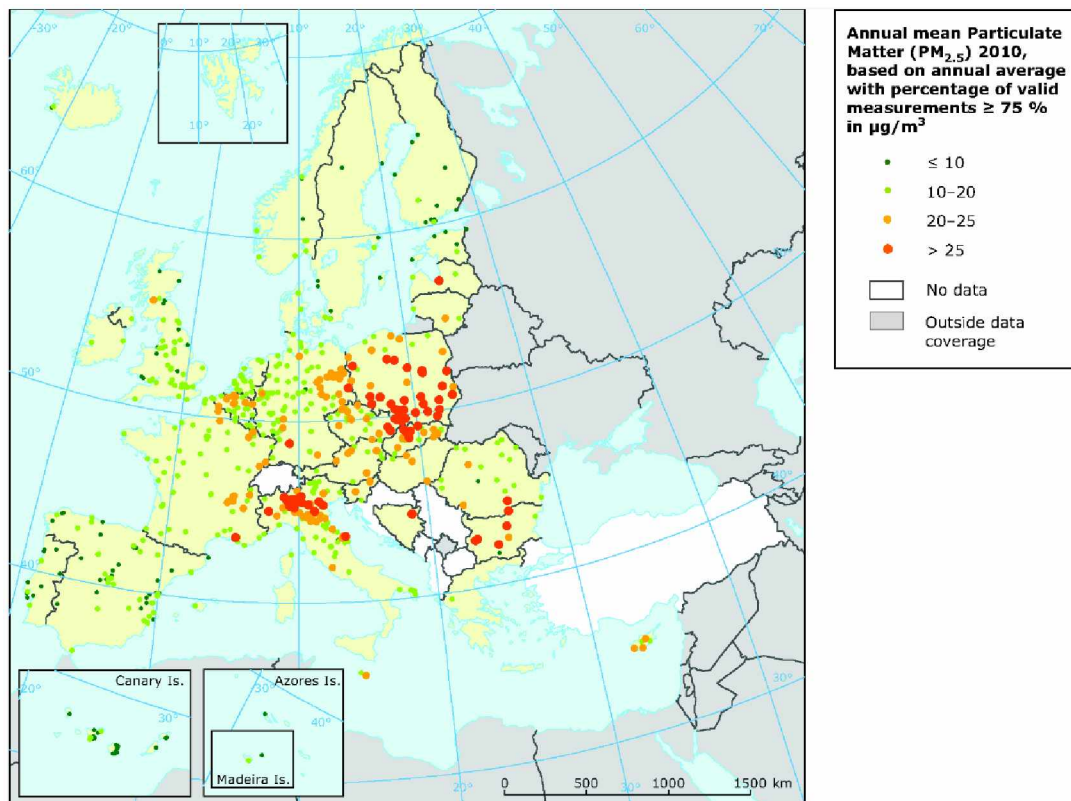
Taulukko 17. Otsonin pitoisuustasot ilmanlaadun mittausasemilla eri puolilla Suomea esitettynä termisen kasvukauden valoisan ajan otsonin tuntikeskiarvopitoisuuksina (µg/m³) metsävaurioiden arvioimiseksi.

Kasvukauden valoisan ajan otsonin tuntipitoisuuksien keskiarvo (µg/m ³)	Koko termisen kasvukauden pitoisuuskeskiarvo
Utö	72
Virolahti	68
Jokioinen	67
Lammi Evo	72
Ähtäri	67
Ilomantsi Pötsönvaara	64
Kuusamo Oulanka	60
Sodankylä	60
Muonio Sammaltunturi	64
Inari Rajajooseppi	61

4.3 Eurooppalaista vertailutietoa

Valtaosa ulkoilman pienhiukkaspitoisuudesta Suomessa aiheutuu autoliikenteen päästöistä ja taustapitoisuudesta. Edellä taulukossa 14 on esitetty vain liikenteen aiheuttamat primääristen pienhiukkasten pitoisuudet Suomessa. Pienhiukkasten pitoisuuden korkeimmat vuosikeskiarvot, enimmillään noin 11 µg/m³, on mitattu vuoden 2005 jälkeen Helsingissä Mannerheimintielle (ks. liite 1). Itä-Suomessa Virolahdella mitatut pienhiukkasten vuosikeskiarvot ovat vaihdelleet viime vuosina noin 6–8 µg/m³ välillä. Keski-Suomen tausta-alueilla pienhiukkasten vuosikeskiarvot ovat tasoa 4–7 µg/m³ ja Pohjois-Suomessa pitoisuustaso on noin 3 µg/m³ (Ala-viippola & Pietarila 2011). Kuvan 5 mukaan taas pitoisuudet muualla Euroopassa ovat pääsääntöisesti yli 10 µg/m³ tasolla.

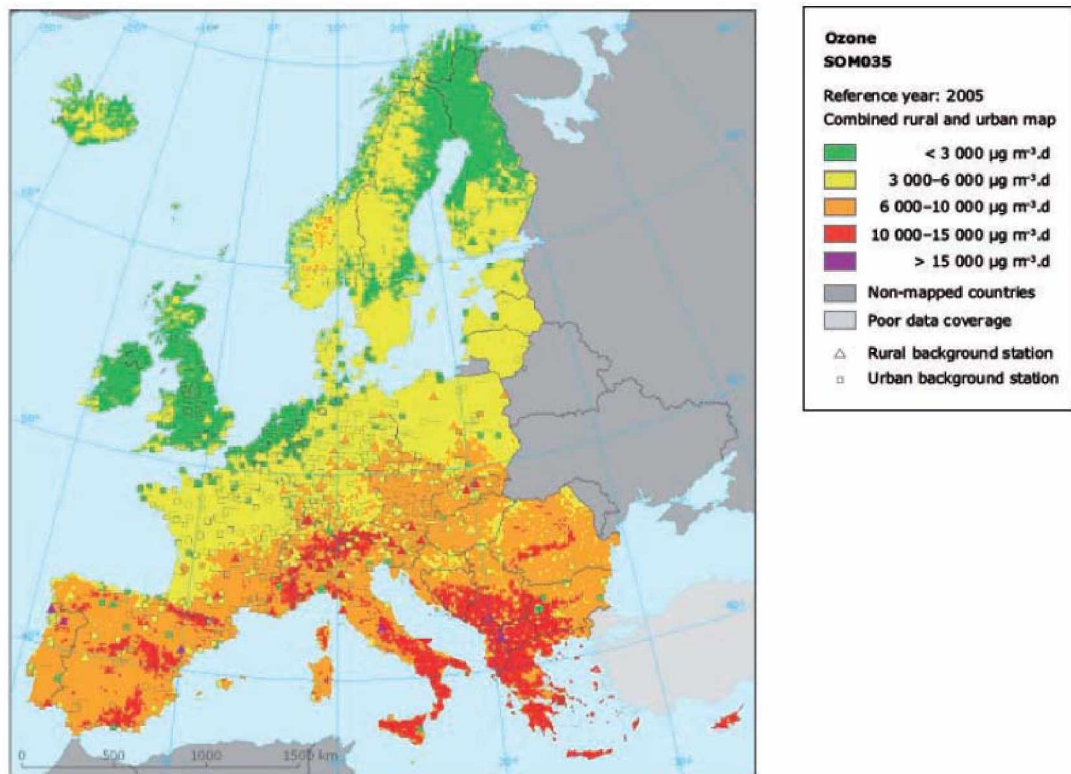
Hännisen ym. (2011) raportista löytyy muutamia numeerisia esimerkkejä väestöpainotetuista pienhiukkaspitoisuuksista Euroopan maissa. Kun Suomessa pitoisuus arvioitiin tasolle 9,1 µg/m³ vuonna 2005, väestöpainotetut pitoisuudet muutamissa muissa maissa olivat seuraavat: Belgia 18,7 µg/m³, Hollanti 18,7 µg/m³, Italia 19,6 µg/m³, Saksa 16,0 µg/m³ ja Ranska 12,3 µg/m³.



Kuva 5. *PM_{2.5}-pitoisuudet Euroopassa vuonna 2010 (EEA 2012).*

Kuva 6 osoittaa suurimman osan Suomea kuuluvan terveydellisestä näkökulmasta matalan otsoniatistuksen alueelle Euroopassa kun mittarina käytetään SOMO₃₅-tasoa. Etelä-Suomessa SOMO₃₅-taso on lähempänä Keski-Euroopan tilannetta. Suurimmat pitoisuudet löytyvät Etelä-Euroopasta.

Hännisen ym. (2011) raportista löytyy muutamia numeerisia esimerkkejä väestöpainotetuista otsonipitoisuuksista Euroopan maissa. Kun Suomessa SOMO₃₅ arvioitiin tasolle $2\,580\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ vuonna 2005, väestöpainotetut pitoisuudet muutamissa muissa maissa olivat seuraavat: Belgia $2\,787\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, Hollanti $1\,920\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, Italia $8\,134\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, Saksa $4\,164\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Ranska $4\,756\ \mu\text{g}/\text{m}^3$.

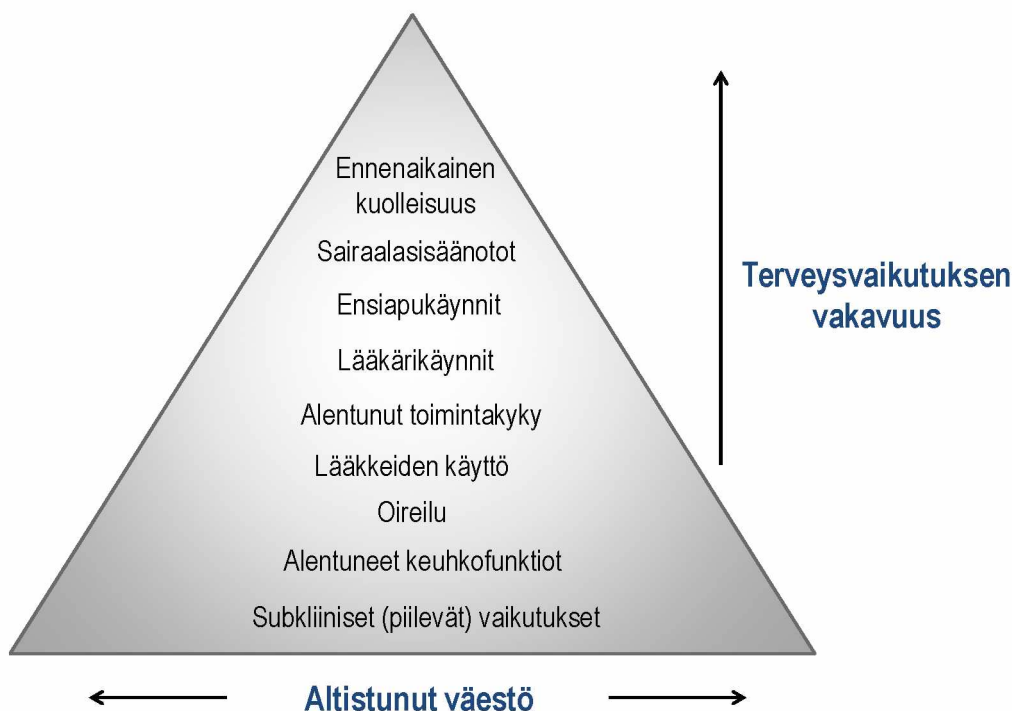


Kuva 6. SOMO_{35} -tasot Euroopassa vuonna 2005 (Hänninen ym. 2011 ref. EEA 2009).

5 Terveys- ja ympäristövaikutusten arviointimenetelmät

5.1 Terveysvaikutukset

WHO (2000) esittää kuvan 7 mukaisen periaatteellisen kaavion siitä, miten ilman epäpuhtauksien terveysvaikutusten vakavuus suhtautuu niiden yleisyyteen altistuneessa väestössä. Vaikutusten vakavuus vaihtelee piilevistä vaikutuksista sairastamiseen ja ennenaikaiseen kuolleisuuteen.



Kuva 7. Ilman epäpuhtauksien terveysvaikutukset (WHO 2000).

WHO (2000) esittää myös tarkemman yhteenvedon siitä, mitkä ilman epäpuhtauksien terveysvaikutukset tulee ottaa mahdollisuuksien mukaan huomioon vaikutusten arvioinnissa:

Akuutit vaikutukset

- Kuolleisuus (daily mortality)
- Hengitystieoireilusta johtuvat sairaalasisäännot (respiratory hospital admissions)
- Sydän- ja verenkiertohäiriöistä johtuvat sairaalasisäännot (cardiovascular hospital admissions)
- Ensiapukäynnit johtuen hengitys-, sydän- ja verenkierto-oireilusta (emergency room visits for respiratory and cardiac conditions)
- Keuhko- ja sydän-verisuonilääkityksen käyttö (use of respiratory and cardiovascular medications)
- Rajoittuneen toimintakyvyn päivä (days of restricted activity)
- Poissaolo töistä (work absenteeism)

- Poissaolo koulusta (school days missed)
- Lääkityksen käyttö (self-medication)
- Torjuntakäyttäytyminen (avoidance behaviour)
- Akuutit oireet (acute symptoms)
- Fyysiset muutokset esimerkiksi keuhkofunktioissa (physiologic changes, e.g. in lung function)

Krooniset vaikutukset

- Imeväisten ja aikuisten kuolleisuus johtuen kroonisesta sydän-keuhko-sairaudesta (mortality in infants and adults from chronic cardio-respiratory disease)
- Kroonisten hengitystiesairauksien ilmaantuvuus ja esiintyvyys mukaan lukien astma, keuhkohtaumatauti ja krooniset patologiset muutokset (chronic respiratory disease incidence and prevalence; including asthma, COPD, chronic pathological changes)
- Krooniset fysiologiset muutokset (chronic change in physiologic function)
- Keuhkosityöpä (lung cancer)
- Krooniset sydän- ja verisuonitaudit (chronic CVD)

Vaikutukset lisääntymiseen

- Raskauskomplikaatiot ml. sikiökuolemat (pregnancy complications including fetal death)
- Alhainen syntymäpaino (low birth weight)
- Ennenaikainen synnytys (pre-term delivery)

Aiemmissa liikenteen päästöjen arvottamisselvityksissä terveysvaikutusten arvioinneissa käytettiin eurooppalaisessa ExternE-hankekokonaisuudessa suositeltuja altistus-vaikutusfunktioita. Nämä funktiot kattavat osittain WHO:n yllä luetellut terveysvaikutukset. Kattavuus ei ole ollut läheskään täydellinen, sillä käytännössä arviointityötä on rajoittanut luotettavien altistus-vaikutusfunktioiden ja pitoisuustietojen saatavuus. ExternE:ssä huomioon otetut liikenteen päästöjen terveysvaikutukset on kuvattu taulukossa 18.

Taulukko 18. ExternE:ssä huomioon otetut liikenteen päästöjen terveysvaikutukset; sairastavuus ja kuolleisuus (Bickel & Friedrich 2005 ja Mellin & Nerhagen 2010).

Vaikutus	Altistujat	Altiste
Hengityselinsairaudet	Astmaatikot: aikuiset ja lapset	PM ₁₀ , O ₃
	Kaikki ihmiset	PM _{2.5} , PM ₁₀ , O ₃ , NO ₃ , SO ₄
Sydän- ja verisuonisairaudet	Yli 65-vuotiaat	PM ₁₀ , CO
	Kaikki ihmiset	PM _{2.5} , PM ₁₀ , NO ₃ , SO ₄
Syöpä	Kaikki ihmiset	Bentseeni, benzo(a)pyreeni, 1,3 butadieni, dioksiinit, formaldehydi, arseeni, kadmium, kromi, nikkeli

Euroopan komissio julkaisi liikenteen päästökustannusten arviointimenetelmiä käsittelevän käsikirjan vuonna 2008 (CE Delft 2008). Käsikirjassa ei tehdä meta-analyysyjä altistus-vaikutusfunktioista vaan viitataan muihin selvityksiin, erityisesti komission rahoittamiin HEATCO- (IER 2004a) ja CAFE CBA -hankkeisiin (Hurley ym. 2005).

Suuri osa ”kroonisen altistuksen” epidemiologisista selvityksistä on tehty Pohjois-Amerikassa. Meneillään oleva ESCAPE-hanke⁴ pyrkii paikkaamaan tätä tilannetta. Se tutkii ilmansaasteiden pitkäaikaisvaikutuksia terveydelle Euroopassa. Hankkeen on kuitenkin määrä päättyä vasta vuoden 2012 lopussa, joten sen tulokset eivät ole vielä käytettävissä.

Ympäristöterveyden tutkijat ovat Suomessa viime vuosina julkistaneet selvityksiä päästöjen terveysvaikutuksista. Esimerkiksi Terveiden ja hyvinvoinnin laitos on arvioinut liikenteen päästöihin liittyviä tärkeimpiä terveysvaikutuksia (taulukko 19). Tuloksissa korostuu pienhiukkasten ja otsonin merkitys.

Taulukko 19. Suomalaisia arvioita liikenteen päästöihin liittyvistä tärkeimmistä kansanterveyshaitoista (Hänninen ym. 2010).

Altiste	Altistuneita	Vaikutus	Tapauksia vuosittain
Ulkoilman pienhiukkaset	Koko väestö	Ennenaikainen kuolleisuus	1 800
	3,6 milj. (yli 27-vuotiaat)	Krooninen keuhkoputkentulehdus	1 200
	3,5 milj. (15–64-vuotiaat)	Vakava oirepäivä	2,1 milj.
Ulkoilman otsoni	3,4 milj. (yli 30-vuotiaat)	Menetetty elinvuosi	90
	3,0 milj. (18–64-vuotiaat)	Oirepäivä	240 000
	0,61 milj. (5–14-vuotiaat)	Yskäpäivä	400 000
	0,61 milj. (5–14-vuotiaat)	Alahengitysteiden oirepäivä	70 000

Tuoreessa monikansallisessa selvityksessä (Hänninen & Knol 2011, Hänninen 2012) tarkasteltiin yhdeksän erilaisen ympäristökuormitusten (bentseeni, dioksiinit, passiivinen tupakointi, formaldehydi, lyijy, liikennemelu, otsoni, hiukkaset ja radon) vaikutusta terveyteen kuudessa Euroopan maassa, mukaan lukien Suomi. Tarkastelussa mukana olleiden yhdeksän ympäristökuormituksen arvioitiin vastaavan 3–7 % kohdemaiden kaikista terveysongelmista.

Tarkastelluista vaikutuksista merkittävimpiä olivat hiukkasten terveysvaikutukset ja muita merkittävimpiä kuormittajia olivat passiivinen tupakointi, liikennemelu ja radon. Otsonille ja hiukkaselle käytettiin CAFE CBA -projektissa esitettyjä altistusvaikutusfunktioita. Hiukkasten kohdalla tarkasteltiin sekä PM_{2,5} että PM₁₀ vaikutuksia, mutta lopullisiin tarkasteluihin otettiin vain PM_{2,5} tulosten päällekkäisyyden vuoksi.

⁴ European Study of Cohorts for Air Pollution Effects. <http://www.escapeproject.eu/>

Erialaisten haittojen vaikutukset yhteismitallistettiin käsitteellä DALY (Disability Adjusted Life Years), jossa yhdistettiin menetetyt elinvuodet ja vuodet, jolloin hyvinvointi on sairauksien vuoksi alentunut. Suomessa tulokseksi saatiin 7 289 DALY:a miljoonaa asukasta kohden vuoden 2004 tiedoilla laskettaessa. Tästä 4 602 DALY:a muodostui $PM_{2.5}$ vaikutuksista ja 47 DALY:a otsonin vaikutuksista.

Koska kaikissa kansainvälisissä ja kansallisissa selvityksissä korostuu hiukkasten ja otsonin vaikutus, myös tässä selvityksessä keskitytään erityisesti niihin. Tarkastelun lähtökohdaksi otetaan edellä mainitussa selvityksessä (Hänninen & Knol 2011) käytetyt altistus-vaikutusfunktiot (taulukko 20). Niitä täydennetään hiukkasten vaikutusten erillistarkasteluilla astmaatikkojen joukossa.

Taulukko 20. Terveysvaikutusten arvioinnissa käytettävät altistus-vaikutusfunktiot (Hänninen & Knol 2011, Friedrich & Bickel 2001/2010).

	Väestö	Altistus- vaikutus- funktio	Pitoisuuden yksikkö	Lähde
Terveysvaikutus				
Hiukkaset PM_{2.5}				
Kuolleisuus: Sydän- verisuoni- ja keuhko- sairaus (Cardiopulmonary disease) ¹	Yli 30-v väestö	1,0077	µg/m ³ , v-ka	Pope et al. 2002, WHO 2006a
Kuolleisuus: Keuhkosityöpä (Lung cancer) ²	Yli 30-v väestö	1,012	µg/m ³ , v-ka	Pope et al. 2002, WHO 2006a
Krooninen keuhkoputken tulehdus, uusi tapaus (Chronic bronchitis, new case)	Yli 27-v väestö	0,000053 3	µg/m ³ , v-ka	Hurley et al. 2005, WHO 2006b
Rajoittuneen toiminta- kyvyn päivä (Restricted activity day) ³	Työikäinen väestö 18– 64 v	0,0902	µg/m ³ , v-ka	Hurley et al. 2005, WHO 2006b
Keuhkoputkia laajentavien lääkkeiden käyttö (Bron- cholidator usage)	Astmaatikot, 15 v -	0,272	µg/m ³ , v-ka	Dusseldorp et al. 1995
Yskäpäivä (Cough)	Astmaatikot, 15 v -	0,280	µg/m ³ , v-ka	Dusseldorp et al. 1995
Alahengitystieoireet/ hengityksen vinkuminen (Lower respiratory symptoms, wheeze) ³	Astmaatikot, 15 v -	0,101	µg/m ³ , v-ka	Dusseldorp et al. 1995
Keuhkoputkia laajentavien lääkkeiden käyttö (Bron- cholidator usage)	Astmaatikot alle 15 v	0,129	µg/m ³ , v-ka	Roemer et al. 1993
Yskäpäivä (Cough)	Astmaatikot alle 15 v	0,223	µg/m ³ , v-ka	Pope & Dockery 1992
Alahengitystieoireet/ hengityksen vinkuminen (Lower respiratory symptoms, wheeze)	Astmaatikot alle 15 v	0,172	µg/m ³ , v-ka	Roemer et al. 1993
Otsoni				
Kuolleisuus ⁴	Yli 30-v väestö	1,0003	µg/m ³ , SOMO ₃₅	WHO 2006a
Lievästi rajoittuneen toimintakyvyn päivä	Työikäinen väestö	0,0115	µg/m ³ , SOMO ₃₅	Hurley et al. 2005, WHO 2006b
Lasten yskäpäivä	Lapset 5-14 v	0,093	µg/m ³ , SOMO ₃₅	Hurley et al. 2005, WHO 2006b
Alahengitysteiden oireilu	Lapset 5-14 v	0,016	µg/m ³ , SOMO ₃₅	Hurley et al. 2005, WHO 2006b

¹ Lasketaan suhteessa sydän ja verisuonitaudeista (0,38 % väestöstä vuonna 2009) sekä keuhkosairauksista (0,04 %) aiheutuvaan kuolleisuuteen.

² Lasketaan suhteessa keuhkosityövästä aiheutuvaan kuolleisuuteen (0,04 % väestöstä vuonna 2009).

³ Koska astmaattikkojen oireilupäivät (alahengitystieoireet, hengityksen vinkuminen) ovat samalla rajoittuneen toimintakyvyn päiviä, päällekkäisyys laskennassa poistetaan vähentämällä rajoittuneen toimintakyvyn päivistä aikuisastmaattikkojen alahengitysteiden oirepäivät.

⁴ Lasketaan suhteessa kokonaiskuolleisuuteen.

Laskenta tehdään väestöpainotetusti erikseen kaupunki- ja haja-asutusalueilla. Pienhiukkasten kohdalla tarkastelussa otetaan huomioon myös pitoisuuksien vaihtelu erikokoisissa kaupungeissa (ks. luku 4.1).

Hiukkasille käytettävät altistus-vaikutusfunktiot ovat lineaarisia eikä niissä käytetä kynnysarvoja. Pitoisuutena käytetään $PM_{2.5}$ -vuosikeskiarvoa ($\mu g/m^3$). Koska vallitsevat $PM_{2.5}$ -pitoisuudet ovat melko pieniä, kysymystä kynnysarvoista ei tule kuitenkaan sivuuttaa. Epidemiologinen data on osoittanut selvästi hiukkasten osalta yhteyden terveysvaikutuksiin $PM_{2.5}$ -pitoisuuden ollessa $10 \mu g/m^3$ tai korkeampi. Koska tutkimukset on tehty ympäristössä, jossa pitoisuudet ovat vähintään tätä tasoa, näyttöä haittojen esiintymisestä tuon tason alla ei myöskään juuri ole. Myöskään ei ole näyttöä siitä, ettei haittoja olisi alemmilla pitoisuustasoilla. WHO päätyi asettamaan vuoden 2005 ohjearvoissaan vuosiohjearvon tasolle $10 \mu g/m^3$ juuri sillä perusteella, että sen yläpuolella kasvavista haitoista on selvä näyttö ja rajan alapuolella tilannetta ei tunneta. (Hänninen 2011)

Myös hengitettävät hiukkaset eli PM_{10} kulkeutuu hengitysilman mukana ihmisen keuhkoputkiin asti. Hiukkaset voivat olla kemialliselta koostumukseltaan vaikkapa valtaosin vaaratonta pölyä tai merisuolaa, mutta niihin voi olla sitoutuneena myös esimerkiksi haitallisia raskasmetalleja tai hiilivetyjä. Huomiota herättävin osa kaupunki-ilman hengitettävistä hiukkasista on liikenteen nostattamaa katupölyä. Pitoisuudet kohoavat erityisesti maaliskuuhuhtikuussa, jolloin jauhautunut hiekoitushiekka ja asfalttipöly nousevat liikenteen nostattamina kuivilta kaduilta. Kevätpölyongelmaa pyritään ratkaisemaan katujen nopealla pesulla keväällä. Kaupunkien ilmanlaatu-tilauksissa mitään vallitsevaa laskevaa pitoisuustrendiä ei vielä ole todettavissa ja raja-arvot ylittyvät ajoittain. (Ilmanlaatuportaali 2012)

Yksi keskeinen kysymys on erityyppisten hiukkasten suhteellinen toksisuus. Euroopan komission käsikirjassa (CE Delft 2008) todetaan, että HEATCO noudattaa ExternE-metodologiaa, jonka mukaan sekundäärisiä aerosoleja (nitraatit ja sulfaatit) käsitellään eri tavoin kuin palamishiukkasia. Sen sijaan CAFE CBA -hankkeessa todettiin WHO:n selvityksiin vedoten, että aerosolien ja palamisesta syntyvien hiukkasten erilaisiin riskiarvioihin ei ole riittävästi tieteellisiä perusteita. EC käsikirja päätyi suositamaan HEATCO-hankkeen tulosten käyttämistä $PM_{2.5}$ ja PM_{10} vaikutuksille ja CAFE CBA -hankkeen tuloksia muille ilman epäpuhtauksille. Tässä selvityksessä kaikkia $PM_{2.5}$ -hiukkasia on käsitelty yhtä toksisina, sillä tutkimustieto ei tällä hetkellä anna perusteita eri pienhiukkasjakeiden toisistaan poikkeavalle käsittelylle (Hänninen 2012).

$PM_{2.5}$ on PM_{10} -hiukkasten osajoukko ja tutkimusten valossa huomattavasti PM_{10} :ntä haitallisempaa terveydelle (mm. WHO 2000). Hännisen ym. (2011) selvityksessä PM_{10} terveysvaikutuksia (aikuisten ja lasten alahengitystieoireet) tarkasteltiin lähinnä osana herkkyystarkastelua johtuen eri jakeiden arvioinnin päällekkäisyydestä. Tässä selvityksessä on otettu sama lähestymistapa eli arvioinnissa on mukana vain $PM_{2.5}$:n vaikutukset. Tämä johtaa terveysvaikutusten jonkinasteiseen aliarvioon.

Otsonialtistus lasketaan otsonikertymänä $SOMO_{35}$ -indeksillä. Se määritellään 35 ppb ylittävien 8 tunnin liukuvien keskiarvojen summana (sum of means over 35 ppb, daily 8-hour maximum). Otsonille käytettävissä altistus-vaikutusfunktioissa on siis kynnysarvo 35 ppb (eli $70 \mu g/m^3$). Vaikka kynnysarvo onkin ilmaistu muodossa ppb, funktioihin syötetään pitoisuus muodossa $\mu g/m^3$.

Kuolleisuusvaikutuksia käsiteltäessä epidemiologisessa tutkimuksessa tarkastellaan joko päivittäiseen pitoisuusvaihteluun liittyvää kuolleisuutta (acute mortality) tai pitkäaikaiseen keskimääräiseen pitoisuuteen liittyvää kuolleisuutta (chronic mortality). Päivittäinen kuolleisuuden vaihtelu sisältää myös huonokuntoisten ja sairaiden yksilöiden altistumisesta äkillisille korkeammille pitoisuuksille aiheutuvat tapaukset, joissa elinikä lyhenee vain vähän. Krooninen vaikutus kuolleisuudessa kuvaa paremmin tietyn alueen väestössä tapahtuvaa elinvuosien menetystä, joka johtuu monivuotisesta kuormituksesta. Tämän selvityksen tarkasteluissa hiukkasten vaikutus kuolleisuuteen vastaa kroonista kuolleisuutta ja keskimääräisenä elinajan menetyksenä (YOLL, Years of Life Lost) tapausta kohti käytetään kymmentä vuotta (Hänninen & Knol 2011).

Otsonin vaikutus kuolleisuuteen vastaa akuuttia kuolleisuutta ja elinajan menetyksenä käytetään yhtä vuotta (Hänninen & Knol 2011). Altistus-vaikutusfunktio arvioi sitä, kuinka paljon kuolleisuus lisääntyy normaaliin kuolleisuuteen (väkivaltaiset kuolemat pois lukien) nähden, joka Suomessa on 0,91 % vuodessa (lähde: Tilastokeskuksen väestö- ja kuolinsyytietokannat).

Astmaatikkojen oireita käsittelevien funktioiden haasteena on astmaatikkojen määrän arviointi. KELAn erityiskorvattaviin astmalääkkeisiin (krooninen keuhkoastma ja krooniset obstruktiiviset keuhkosairaudet) oikeutettuja oli Suomessa 4,2 % väestöstä vuonna 2008 (Kansaneläkelaitos 2009), mutta HELI:n mukaan astmaatikkoja olisi jopa 6 % väestöstä (Hengityслиitto 2011). ExternE:ssä käytettiin osuutena 3,5 % väestöstä. Tässä selvityksessä käytetään määränä 4,2 %, sillä se perustuu lääkärin diagnostisoimisiin ja lääkekorvauksia saaviin tapauksiin; samalla se siis on aliarvio siinä mielessä, että lievemmat tapaukset jäävät luvun ulkopuolelle.

Aiemmissa liikenteen päästökustannusselvityksissä ei arvioitu NO₂:n suoria terveysvaikutuksia, sillä ne eivät sisältyneet ExternE-metodologiaan. Käytettävissä ei ollut luotettavia altistus-vaikutusfunktioita ja tieteellinen tutkimus viittasi vahvasti siihen suuntaan, että typen oksideille ei ole osoitettavissa merkittäviä itsellisiä terveysvaikutuksia paitsi kaikkein herkimmissä väestöryhmissä. WHO:n raportit (2000, 2003 ja 2006a) vahvistavat tämän. Käytännössä NO₂:n ohjearvot ylittyvät Suomessakin suurimmissa kaupungeissa ja vilkkaasti liikennöityjen teiden läheisyydessä, mutta jäävät WHO:n ohjearvon asettamisessa käytetyn ”turvamarginaalin” sisään. WHO (2003) raportoi kuitenkin, että epidemiologisissa tutkimuksissa on saatu viitteitä siitä, että pitkäaikainen alistuminen korkeille NO₂-pitoisuuksille voi alentaa keuhkofunktioita ja lisätä hengitystieoireilun riskiä. Toisaalta raportissa todetaan, että lyhytaikaisissa altistuskokeissa, joissa pitoisuudet ovat vastanneet ulkoilman tyypillisiä pitoisuuksia, NO₂:n suorat vaikutukset ovat olleet hyvin pienet tai eivät edes mitattavissa. NO₂:n raja- ja ohjearvoja sekä WHO:n perusteluja ohjearvoille on käsitelty tämän raportin liitteessä 2. Edellä esitetyn aineiston perusteella NO₂:n suorat terveysvaikutukset on rajattu pois tarkastelusta tässä selvityksessä.

Aiemmissa liikenteen päästökustannusselvityksissä oli ExternE-metodologian mukaisesti mukana arvio rikkidioksidista aiheutuvista sairaalaan ostoista johtuen hengitystieoireilusta ja, mutta vaikutukset arvioitiin varsin pieniksi. Rikkipitoisuudet Suomessa ovat selvästi WHO:n ohjearvojen ja käytössä olevien terveyden suojelemiseksi asetettujen raja-arvojen alapuolella. WHO (2006a) tosin toteaa, että rikkidioksidi ei ole asetettavissa selkeästi turvallista raja-arvoa. Lisäksi ei ole selkeästi osoitettavissa, mitkä ovat rikkidioksidin itselliset vaikutukset ja missä määrin hiukkaset ja muut ilman epäpuhtaudet vaikuttavat tuloksiin. SO₂:n raja- ja ohjearvoja sekä WHO:n perus-

teluja ohjearvoille on käsitelty tämän raportin liitteessä 2. Edellä esitetyt näkökohdat huomioon ottaen rikkidioksidin suorat terveysvaikutukset on rajattu pois tarkastelusta tässä selvityksessä.

Aiemmin on arvioitu myös hiilimonoksidista aiheutuvia sairaalaan ottoja johtuen sydämen vajaatoiminnasta yli 65-vuotiaiden joukossa. Tämäkin vaikutus arvioitiin erittäin pieneksi rautatie- ja vesiliikenteessä. Sen sijaan tieliikenteessä haittoja arvioitiin syntyvän jonkin verran. Kaupunki-ilman hiilimonoksidi on valtaosin peräisin henkilöautoliikenteen pakokaasuista. Hiilimonoksidipitoisuudet ovat selkeästi laskeneet 1990-luvun alusta, jolloin katalysaattorit tulivat markkinoille ja sittemmin pakollisiksi uusiin bensiiniautoihin. 2000-luvulla kaikilla ilmanlaadun mittausasemilla hiilimonoksidipitoisuudet ovat pysyneet sekä raja-arvon että ohjearvon alapuolella (Ilmanlaatuportaali 2012). Edellä esitetyt näkökohdat huomioon ottaen hiilimonoksidien terveysvaikutukset on rajattu pois tarkastelusta tässä selvityksessä.

5.2 Kasvillisuusvaikutukset

5.2.1 Viljelykasvit

Kotimaisia altistus-vaikutusfunktioita otsonin aiheuttamien viljelykasvien vaurioiden arvioimiseksi ei MTT:n mukaan (Aakkula 2011) ole käytettävissä. Aiemmissa kotimaisissa selvityksissä on käytetty Hasundin ym. (1990) keräämiä funktioita syysvehnälle, kevätvehnälle, syys-rukiille, ohralle, kauralle, perunalle ja timoteille/apilalle. Tarkasteluissa käytettiin otsonipitoisuuden keskiarvoa kasvukauden päivätunneilta.

Tässä selvityksessä on siirrytty käyttämään AOT₄₀-perusteisia altistus-vaikutusfunktioita. AOT₄₀-otsonialtistusindeksi lasketaan 80 µg/m³ ylittävien otsonin tuntipitoisuuksien ja 80 µg/m³ erotuksen kumulatiivisena summana. Summa kertyy vuosittain 1.5.–31.7. välisenä aikana, ja sitä laskettaessa huomioidaan klo 9:00 ja 21:00 välillä mitatut tuntipitoisuudet.

Viljelykasvien osalta altistus-vaikutusfunktiot on otettu lähteestä Mills ym. (2006), jossa on määritelty funktiot keskeisille eurooppalaisille viljelykasveille pohjautuen yli 700 lehti- ja konferenssiartikkeliin.

Tutkimuksessa kasvit jaettiin kolmeen ryhmään riippuen siitä, miten herkkiä ne ovat otsonille. Otsonille hyvin herkiksi kasveiksi todettiin vehnä, vesimeloni, palkokasvit, puuvilla, nauris, tomaatti, sipuli, soijapapu ja lehtisalaatti. Jossain määrin herkiksi todettiin sokerijuurikas, peruna, rapsi, tupakka, riisi, maissi, viinirypäle ja parsakaali. Ohra ja hedelmiä edustamaan valitut luumu ja mansikka eivät ole kovinkaan herkkiä otsonille.

Koska kaikkia selvityksessä käsiteltyjä kasveja ei viljellä Suomessa, seuraavan taulukoon (taulukko 21) on koottu vain Suomen olosuhteisiin soveltuvat altistus-vaikutusfunktiot.

Viljelykasvien satotiedot on saatu alueittain Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskuksen (Tike) maataloustilastoista (2010a). Tiedot ovat saatavissa erikseen kunkin ELY-keskuksen alueelta. Koska otsonipitoisuudet on arvioitu erikseen Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomessa, laskenta suoritetaan tällä jaottelulla. Tämän vuoksi ELY-keskuksittain saatava tieto yhdistellään pitoisuustietoja vastaavasti kolmeksi suur-

alueeksi. Satotiedot otetaan viiden vuoden keskiarvotietoina (2005–2009), jotta mm. säävaihtelun vaikutus ei vääristäisi tuloksia. Osalle tarkastelluista kasveista ei hehtaarisatoja ja -määriä ollut tilastoissa helposti saatavilla. Näiden osalta on käytetty viljelymääränä vuoden 2009 kokonaissatoja (taulukko 24) (Tike 2010b).

Viljelykasvien viljelyalat Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomessa otetaan vuodelta 2009 ja ne on saatu Tiken maatalous- ja puutarhatilastoista (Tike 2010b).

Taulukko 21. Satotappioiden arvioinnissa käytettävät altistus-vaikutusfunktiot (Mills ym. 2006).

Viljelykasvi	Altistus-vaikutus-funktio	r^2	Lähde
Vehnä	$y = -0,0161x + 0,99$	0,94	Fuhrer ym. (1997), Gelang ym. (2000)
Ohra	$y = 0,0006x + 0,96$	0,00	Skärby ym. (1992), Adaros ym. (1991b), Fumagalli ym. (1999), Temple ym. (1985)
Sipuli	$y = -0,0121x + 1,01$	0,60	McCool ym. (1987), Temple ym. (1990)
Tomaatti	$y = -0,0083x + 1$	0,48	Hassan ym. (1999), McLean ja Schneider (1976), Reinert et al. (1997), Temple and Taylor (1985), Temple (1990a), Bermejo (2002), Calvo (2003)
Lehtisalaatti	$y = -0,0108x + 1,04$	0,33	McCool et al. (1987), Temple et al. (1990)
Parsakaali	$y = 0,0025x + 0,91$	0,01	Temple et al. (1990)
Sokerijuurikas	$y = 0,0058x + 1,0$	0,30	Bender et al. (1999), McCool et al. (1987)
Rypsi	$y = -0,0056x + 0,9$	0,17	Ollerenshaw et al. (1999), Adaros et al. (1991a)
Peruna	$y = -0,0057x + 0,99$	0,38	Skärby and Jönsson (1988), Köllner and Krause (2000), Donnelly et al. (2001), Lawson et al. (2001), Pleijel et al. (2002, 2004), Pell et al. (1988), Finnan et al. (2002)
Hedelmät	$y = 0,0008x + 0,94$	0,01	Drogoudi and Ashmore (2000), Takemoto et al. (1988), Retzlaff et al. (1997)
Palkokasvit	$y = -0,0165x + 0,96$	0,30	Tonneijck and Van Dijk (1998), Sanders et al. (1992a, b), Adaros et al. (1990), Heck et al. (1988), Temple (1991)
Nauris	$y = -0,0144x + 1,07$	0,70	Heagle et al. (1985), McCool et al. (1987)

y = suhteellinen saanto, x = AOT₄₀, r^2 = mallin selityssaste, korrelaatiokertoimen neliö

Taulukko 22. Satotiedot (Tike 2010a).

Viljelykasvi	Etelä-Suomi ¹ ka 2005–2009 t/ha	Keski-Suomi ² ka 2005–2009 t/ha	Pohjois-Suomi ³ ka 2005–2009 t/ha
Vehnä	3,8	3,8	3,2
Ohra	3,8	3,7	3,1
Ruis	2,6	2,4	1,7
Kaura	3,5	3,2	2,8
Seosvilja	3,5	2,8	2,9
Kuivaheinä	3,8	3,6	3,0
Säilörehu	18,3	17,4	15,3
Sokerijuurikas	39,8	37,1	0
Peruna	21,6	26,4	25,2
Palkokasvit/Herne	2,4	2,0	3,3
Rypsi ja Rapsi	1,5	1,4	1,2

¹ Sisältää satotiedot seuraavien ELY-keskusten alueella: Uusimaa, Varsinais-Suomi, Häme ja Kaakkois-Suomi

² Sisältää satotiedot seuraavien ELY-keskusten alueella: Satakunta, Pirkanmaa, Etelä-Savo, Pohjois-Savo, Pohjois-Karjala, Keski-Suomi, Etelä-Pohjanmaa, Pohjanmaa

³ Sisältää satotiedot seuraavien ELY-keskusten alueella: Pohjois-Pohjanmaa, Kainuu, Lappi

Taulukko 23. Viljelyalat vuonna 2009 (Tike 2010b).

Viljelykasvi	Etelä-Suomi 1000 ha	Keski-Suomi 1000 ha	Pohjois-Suomi 1000 ha
Vehnä	158,6	52,9	2,8
Ohra	228,0	273,2	59,7
Ruis	9,1	6,1	0,8
Kaura	109,0	185,4	25,9
Seosvilja	3,4	9,9	1,6
Kuivaheinä	24,4	48,3	12,3
Säilörehu	67,9	261,7	116,2
Sokerijuurikas	9,0	5,7	0
Peruna	4,0	17,8	3,7
Palkokasvit/Herne	3,3	0,8	0,1
Rypsi ja Rapsi	47,3	31,8	1,6

Taulukko 24. Sadot avomaalla vuonna 2009 (Tike 2010b).

Viljelykasvi	Etelä-Suomi	Keski-Suomi	Pohjois-Suomi
	1000 t	1000 t	1000 t
Sipuli	13,9	7,7	0,1
Lehtisalaatti	1,1	3,9	0
Parsakaali	1,1	0,1	0
Lanttua	6,6	6,9	0,5
Nauris	0,1	0,4	0,1
Omena	4,1	0,1	0
Mansikka	3,9	7,0	0,6

5.2.2 Metsät

Ilmansaasteiden vaikutukset metsiin voidaan jakaa happamoittavan laskeuman aiheuttamiin ja otsonin aiheuttamiin metsän kasvun hidastumiseen. Hiilidioksidipitoisuuden kasvu taas kiihdyttää metsien kasvua.

Aiemmissa selvityksissä tehtiin karkeat arviot happamoitumisen aiheuttamasta metsänkasvun menetyksestä perustuen rikkidioksidin, typenoksidien ja ammoniakkin happamoittavaan vaikutukseen ja liikenteen osuuteen siitä. Lähtökohdaksi arvioitiin, että happamoitumisesta johtuva puunkasvun menetys oli noin 0,1 % edellisen vuoden kasvusta. Tuolloin päädyttiin silloisilla hinnoilla ja vuoden 1997 hinnoissa 8,7 miljoonan markan kustannuksiin (vajaa 2 milj. euroa vuoden 2010 hinnoissa). Kyseisestä ajankohdasta happamoittavien yhdisteiden päästöt samoin kuin happamoittava laskeuma on vähentynyt edelleen, ja voidaan olettaa, että liikenteen vaikutus metsien kasvuun happamoitumisen kautta on hyvin alhainen.

Happamoivien päästöjen aiheuttama typpilaskeuma on Etelä-Suomessa suurin, <10 kgN/ha⁵. Vaikutukset puuston kasvuun ovat vähäiset ja pieni positiivinen kasvuvaste voi olla mahdollinen karuilla kasvupaikoilla, joissa typen saatavuus rajoittaa kasvua muutenkin. Rikkilaskeuma on vähentynyt huomattavasti⁶ ja sen vaikutukset meillä eivät ole merkittäviä. Globaalisti tilanne on erilainen: mm. Kiinassa happamoittavien yhdisteiden, samoin kuin myös otsonin, merkitys on huomattava.

Otsonin kohdalla AOT₄₀-kynnysarvoja on käytetty pitkään vaurioriskin arvioinnissa. Nykykäsityksen mukaan pitäisi kuitenkin laskea todellinen lehtien sisään ilmarakojen kautta mennyt otsonin määrä (Karlsson ym. 2009).

Puiden reagointi otsonipitoisuuden nousuun vaihtelee. Havupuut ovat lehtipuita kestävämpiä. Myös lajien sisäinen vaihtelu on suurta. Metsäntutkimuslaitoksen tutkimusten mukaan otsonipitoisuuden nousu näyttäisi vähentävän juuriston kasvua ja siten puuston kyky ottaa maasta vettä ja ravinteita heikkenee, seurauksena kasvatappiot.

⁵ <http://www.metta.fi/aikakauskirja/full/ff09/ff091057.pdf>

⁶ <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=56024>

Puiden kasvukausi on Suomessa hyvin lyhyt. Havupuiden paksuuskasvu alkaa Etelä-Suomessa tyypillisesti toukokuun loppupuolella. Nopeinta kasvu on kesä-heinäkuun vaihteessa, ja paksuuskasvu päättyy elokuussa. Pituuskasvu kertyy vielä selvästi lyhyemmän jakson aikana. (Vapaavuori 2011)

Metsäpuille on yksinkertaisinta käyttää laskelmissa altistusaikana termisen kasvukauden pituutta.

Koska otsonivuolaskelmia ei vielä ole kattavasti käytettävissä, otsonin vaikutus metsänkasvuun arvioidaan lähteen Wittig ym. (2009) mukaan. Nykyilmastossa alailmakehän otsonipitoisuus alentaa metsien biomassan tuotosta 7 %. Tulevaisuudessa (2100), mikäli otsonipitoisuus kaksinkertaistuu, kasvatappiot voivat olla 17 % luokkaa. Näiden arvioiden pohjalta voimme muodostaa karkean korrelaation otsonipitoisuuden ja metsänkasvun välille:

$$y = -0,2342x + 103,55$$

missä $x = O_3$ -pitoisuus (ppb) keskiarvo kasvukaudella valoisana aikana
 $y =$ puuston suhteellinen kasvu

Tämä arvio soveltuu lehtipuille (Vapaavuori 2012). Havupuille vaikutus on huomattavasti vähäisempi. Lähteen Wittig ym. (2009) mukaan havupuiden osalta otsonin vaikutus on vähäistä ja rajoittuu juuristojen kasvuun runkokasvun pysyessä muuttumattoman. Tämän perusteella voidaan olettaa että tukki- ja kuitupuuna korjattavan puun määrään otsoni ei vaikuta.

Nykyisessä ilmastossa hiilidioksidipitoisuuden nousun vaikutuksia (esiteollisesta 280 ppm:stä nykyiseen 390 ppm:ään) on vaikea arvioida. Metsien kasvun lisääntymisen arvioidaan johtuvat pääasiassa muutoksista metsänhoidossa ja metsien ikärakenteessa. Pieni osa nyt havaitusta metsien kasvun lisäyksestä Suomessa voi jo johtua hiilidioksidipitoisuuden noususta.

Sadan vuoden aikajänteellä tulevaisuuteen hiilidioksidipitoisuus kaksinkertaistuu jos hiilidioksidipäästöjä ei pystytä hillitsemään. Tällöin positiiviset vaikutukset metsien kasvun lisääntymisenä voivat olla Suomessa varovaisen arvion mukaan 10–20 %. Kasvun lisäyksen ennustetaan olevan suurinta Pohjois-Suomessa. Näissä arvioissa on jo otettu huomioon mahdolliset tuhoriskit. (Vapaavuori 2011)

Taulukko 25. Metsien kasvatiedot alueittain (Metla 2010).

Puulaji	Etelä-Suomi milj. m ³ /vuosi	Pohjois-Suomi milj. m ³ /vuosi	Koko maa milj. m ³ /vuosi
Mänty	28,2	17,7	45,9
Kuusi	24,4	4,6	29,0
Koivu	12,9	4,9	17,8
Muut lehtipuut	3,4	0,5	4,0
Yhteensä	68,9	27,7	96,6

Etelä-Suomi: Ahvenanmaa, rannikko, Lounais-Suomi, Häme-Uusimaa, Kaakkois-Suomi, Pirkanmaa, Etelä-Savo, Etelä-Pohjanmaa, Keski-Suomi, Pohjois-Savo ja Pohjois-Karjala

Pohjois-Suomi: Kainuu, Pohjois-Pohjanmaa ja Lappi

5.3 Materiaalivaikutukset

Ilmansaasteiden vaikutus materiaaleihin voidaan jakaa syövyttäviin (SO_2 , O_3 , kloridit, hiukkaset) ja likaaviin (hiukkaset) vaikutuksiin. Likaavia hiukkasia tulee paitsi pakoputkesta, myös muista lähteistä. Tieliikenteeseen liittyvää likaantumista tarkasteltaessa keskeinen käsite on hiukkasten kokonaismäärä (TSP, Total Suspended Particles), jolla tarkoitetaan pääosin muualta kuin pakoputkesta tulevaa pölyä: rengas- ja jarrupöly, asfalttipöly sekä hiekoituspöly. Autoliikenne nostaa pölyä ilmaan myös teiden ja katujen varsien maaperästä.

Rikkipäästöt ovat lähes poistuneet tieliikenteessä ja vähentyneet rautatie- ja ilmaliiikenteessä. Vesiliikenteessä päästöjen vähenemä on ollut pienempää. Vähentyneet päästöt ovat vähentäneet happamoittavaa laskeumaa ja siten myös vaikutusta materiaaleihin. Erilaisten hiukkasten rakennettua ympäristöä likaava vaikutus onkin todennäköisesti syöpymistä merkittävämpi haitta kaupunkiympäristöissä.

Ilmansaasteiden vaikutusten arviointia rakennettuun ympäristöön vaikeuttaa luotettavien määritietojen puuttuminen: suomalaista tilastotietoa eri materiaalien määristä rakennetussa ympäristössä ei ole olemassa. Siksi arviota haittakustannuksista ei tehdä.

Ilmansaasteiden vaikutusta rakennettuun ympäristöön on esitelty eri lähteissä, mm. Kucera (2004). Toisin kuin ekosysteemien osalta, vaikutukset rakennuksiin ovat kumulatiivisia, tämä vaikeuttaa kriittisten raja-arvojen määrittämistä. Tekniseen ja taloudelliseen harkintaan perustuen voidaan kuitenkin määrittää materiaalien huonontumiselle hyväksyttävä taso, johon pohjautuen voidaan määritellä saasteiden pitoisuuksien osalta sallittavat rajat. Lähde listaa vaikutusfunktiot teräkselle, sinkille, kuparille, pronssille, kalkkikivelle, hiekkakivelle ja maalatuille teräspinoille. Muuttujina funktioissa on SO_2 - ja O_3 -pitoisuuksien vuosikeskiarvot ja sääolosuhteet.

Kulttuurihistoriallisten kohteiden osalta on julkaistu mm (Watt ym. 2008), jossa esitetään altistus-vaikutusfunktioita syöpymisen osalta hiiliteräksille, sinkille, kuparille, pronssille ja (Portland) kalkkikivelle. Samoin hiukkasten (PM_{10}) aiheuttamalle likaantumislelle on esitetty funktioita.

Laajassa kansainvälisessä tutkimuksessa "Assessment of Air Pollution Effects on Cultural Heritage – Management Strategies" tutkittiin korroosiota ja likaantumista 54 kaupungissa 18 maassa. Tutkimus esittää altistus-vaikutusfunktioita tyypillisille rakennusmateriaaleille ja arvioi myös materiaalien uusimiskustannuksia. (Corrosion and Metals Research Institute 2007)

Otsonin vaikutuksesta kulttuurikohteiden korroosioon on kerrottu lähteessä Screpani ym. (2009). Turvalliseksi O_3 -konsentraatioksi määritettiin $30\text{--}40\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$. Korroosionopeus ilman kosteuden sekä O_3 -, SO_2 - ja NO_2 -pitoisuuksien funktiona on määritetty kalkkikivelle ja kuparille.

Rabl (1999) arvioi tutkimuksessaan, joka koski ilmansaasteiden vaikutusta rakennuksiin Ranskassa, että ilmansaasteiden vaikutus rakennuksiin oli kustannuksiltaan kahda kertaluokkaa alhaisempi kuin kustannusvaikutukset terveyteen.

6 Taloudelliset yksikköarvot

6.1 Yleistä

Tässä luvussa kuvataan pakokaasujen aiheuttamien terveys- ja luontovaikutusten taloudellisten arvojen määrittäminen. Ilmastovaikutusten arvottaminen käsitellään luvussa 7.

Terveysvaikutusten arvottaminen perustuu eri oireiden haittakustannuksiin: mm. terveydenhuollon kustannukset, menetetyt työn arvo sekä yksilötasolla aleneva aineellinen ja aineeton hyvinvointi. Yksikköarvot muodostetaan osittain suomalaisten terveystaloudellisten tilastojen ja tutkimusten sekä osittain eurooppalaisten tutkimustulosten pohjalta. Suomalaista aineistoa käytetään lievempien oireiden tarkastelussa. Eurooppalaisia suositusarvoja sovelletaan vakavampien oireiden tarkasteluun. Lähteistä poimitut arvot muunnetaan vuoden 2010 verottomiin hintoihin.

Luontovaikutusten arvottaminen rajautuu taloudellisten resurssien menetyksiin. Luonnon monimuotoisuuteen liittyviä vaikutuksia ei voida arvottaa. Metsänkasvun heikentyminen arvotetaan raakapuun myyntitulon mukaan. Viljelykasvien satojen heikentyminen arvotetaan eri lajikkeiden tuottajahintojen mukaan. Hintatiedot perustuvat suomalaisiin lähteisiin.

Katupölyn taloudellisia vaikutuksia käsitellään haitta- ja toimenpidekustannusten pohjalta suomalaisin lähtein. Alusliikenteestä Itämereen kohdistuvien jätteiden taloudellisia vaikutuksia käsitellään lähteiden sallimassa määrin mm. haitta- ja toimenpidekustannuksina.

6.2 Terveysvaikutusten arvo

6.2.1 Kustannustekijät

Pakokaasujen terveysvaikutusten arvottaminen perustuu hengityselinsairauksiin, sydän- ja verisuonitauteihin sekä syöpään liittyvän sairastavuuden lisääntymisen taloudellisten seuraamusten arvoon. Huomioon otetaan oireiden kesto, vakavuus, hoidon tarve, työ- ja toimintakyvyn ja elinvuosien menetys sekä kohdepopulaation ikäluokka.

Yleistäen terveysvaikutusten arvoon kuuluu oirekohtaisesti mm. seuraavia osatekijöitä:

- matkakustannukset (lääkäriin, apteekkiin tai sairaalaan)
- lääkekustannukset
- lääkäripalvelujen kustannukset
- laboratorio- ja muiden tutkimusten kustannukset
- sairaalahoidon kustannukset
- erikoissairaanhoidon kustannukset
- kotihoidon kustannukset
- menetetyt työn arvo
- menetetyt aineellisen kulutuksen arvo
- menetetyt aineettoman kulutuksen arvo

Matkakustannukset ovat määritettävissä seurantatutkimusten perusteella. Terveystenhuollon kustannukset voidaan määrittää tilastoitujen kustannusten mukaan, sisältäen lääkkeiden sekä hoito- ja terveystalvelujen kustannukset mukaan luettuna asiakkaan maksut ja julkisista varoista korvattu osa kustannuksista.

Menetetty työ voidaan arvottaa palkkakustannusten pohjalta. Yksityisen aineellisen kulutuksen muutokset voidaan tarvittaessa arvottaa kulutustilastojen pohjalta. Yksityisen aineettoman hyvinvoinnin muutoksia voidaan arvottaa maksuhalukkuustutkimuksen tulosten pohjalta. Näiden tekijöiden osalta on kuitenkin vältettävä päällekkäistä arvottamista.

Lyhytkestoisten oireilujen kokonaisarvot muodostetaan osatekijöiden summana pitkälti suomalaisten tilasto- ja tutkimustietojen perusteella. Jotkut seuraavassa esitettävät kustannustiedot hyödynnetään arvottamisessa suoraan. Jotkut tiedot ovat taas enemmän viitteellistä todistusaineistoa kustannusten olemassaolosta, eikä niitä välttämättä kyetä kohdentamaan sellaisenaan eri oireityypeille.

Menetetyin elinvuoden sekä kroonisen keuhkoputkentulehduksen arvot määritellään muita oireityyppejä kokonaisvaltaisempina arvoina eurooppalaisten lähdetutkimusten nojalla. Näin toimitaan siksi, että pitkäkestoisen sairastamisen tai kuoleman taloudelliseen arvottamiseen liittyvää empiiristä tutkimusta ei ole tehty Suomessa.

6.2.2 Hoidon kustannukset

Matkakustannukset

Lääkäri- tai sairaalakäyntiä edellyttävästä oireilusta seuraa matkakustannuksia oman auton tai julkisen liikenteen käytöstä. Niitä maksaa potilaan lisäksi usein myös saattaja. Sairaanhoidon kustannusten perusselvitys (Hujanen ym. 2008) määrittäi matkakustannuksia 1990-luvun lopulla tehdyn seurantaselvityksen perusteella. Potilaan ja saattajan menopaluumatkan kustannuksiksi esitetään eri kulkutapoja tarkastellen vuoden 2006 tilanteessa perusterveydenhuollolle 6,40 €/käynti ja erikoissairaanhoidolle 32,70 €/käynti. Erikoissairaanhoidon palvelut ovat keskimäärin kauempana ja saattajan tarve on yleistä.

Edellä esitetyn perusteella matkakulut ovat liikenteen kuluttajahintaindeksillä (Tilastokeskus) korjattuna perusterveydenhuollolle 7,00 €/käynti ja erikoissairaanhoidolle 34,00 €/käynti vuoden 2010 hintatasossa. Samaa arvoa sovelletaan sekä lapsen että aikuisen käynnille lääkäriissä tai sairaalassa.

Tarkasteluun ei ole käytettävissä tuoreempia seurantaselvityksiä. Oletettavasti matkat terveydenhuollon palvelujen ääreen ovat sittemmin pidentyneet, joka nostaisi kustannuksia nyt esitetystä. Vakavissa äkillisissä tapauksissa potilas voi tarvita ambulanssikuljetuksen, mutta kustannuksia ei nyt arvioida, koska tapausten lukumäärää ei kyetä arvioimaan. Matkoihin kulunutta aikaa (menetetty aika) ei nyt myöskään arvoteta.

Lääkekustannukset

Lääkekustannukset liittyvät muutamiin epidemiologisen laskennan lopputuloksena saataviin terveysvaikutuksiin. Lääkekustannusten yleistävä määrittely yhdelle lääkkeen ottokerralle tai lääkitystä edellyttävälle oireilupäivälle on haastavaa, koska asi-

aan vaikuttaa mm. lääkeannoksen suuruus, mahdollinen yhdistelmälääkitys ja eri lääkkeiden hinnat. Esimerkiksi Hujanen ym. (2008) ei määritä yleistettyjä lääkekustannuksia, vaan suosittelee niiden arviointia erikseen kunkin sairauden ja oireilanteen tapaustarkasteluna.

Lääkityksen tarve liittyy tämän työn tarkasteluissa lähinnä hengityselinsairauksiin, joten lääkekustannusten määrittely voidaan kiinnittää astmaoireiluun. Astmaatikko joutuu usein hoitamaan oireita usean lääkkeen yhdistelmällä yhtäaikaista tai vuorotellen käytettynä (hengityselinten tulehdusta poistava lääkitys sekä keuhkoputkia laajentava inhaloiva lääkitys). Yleensä oireilu on periodiluontoista ja edellyttää lääkettä.

Suomen astmaohjelmassa (1993–2004) määritettiin inhaloitavien lääkkeiden kustannuksiksi yli 15-vuotiailla potilailla keskimäärin 520 €/vuosi (vuoden 2003 hinnoissa) (Helin-Salmivaara 2005, Reissell ym. 2010). Lisäksi potilaat käyttävät tulehduslääkitystä ja muita lääkityksiä. Lääkitys ei kuitenkaan ole jatkuvaa, vaan lääkekustannukset kohdistuvat oirejaksoille.

Kela-korvattujen reseptilääkkeiden hinnat ovat laskeneet 2000-luvulla lääketukkuhintaaindeksin mukaan selvästi. Kaikkien lääkkeiden (sis. halventuneet reseptilääkkeet ja kallistuneet itsehoitolääkkeet) vuoden 2011 indeksiluku oli 80,03 kun vertailukohtana on indeksiluku 2000 = 100 (Tilastokeskus). Kelan korvaamissa lääkkeissä lasku oli voimakkain, eli vuosien 2003–2010 välillä eri lääkeryhmien hinnat alenivat keskimäärin noin 25 %.

Edellä esitetyn nojalla vuodelta 2003 tilastoidun astmalääkityksen vuosikustannuksen oletetaan laskeneen vuoden 2010 tilanteessa noin 400 euroon. Lääkitystä edellyttäviä sairastamispäiviä oletetaan 60 kpl/vuosi ja lääkityksen tarpeeksi 2 kertaa/vrk. Lisäksi kustannuksia syntyy tulehdusta poistavasta ja muusta samanaikaisesta lääkityksestä.

Tämän perusteella lääkekustannuksiksi määritetään nyt 3,50 €/lääkkeen ottokerta ja 7 €/oireilupäivä vuoden 2010 hinnoissa. Arvo perustuu karkeisiin oletuksiin, ei tarkoihin seurantaselvityksiin. Samaa arvoa sovelletaan lapsen ja aikuisen lääkitykselle.

Eurooppalaisissa pakokaasujen terveyshaittojen arvottamistutkimuksissa (mm. AEA 2009) on käytetty lääkekustannuksena yleistäen yhtä euroa (1 euro) kaikille niille oireilanteille, joissa oletetaan otettavan lääke. Edellä esitetyn perusteella kyseinen arvo liian alhainen. Yhden euron yksikköarvoa sovelletaan nyt itsehoitolääkkeen (muu kuin reseptillä apteekista haettu lääke) kustannuksena.

Lääkärikäynnin, sairaanhoidon ja tutkimusten kustannukset

Lääkärikäyntien, sairaanhoidon ja tutkimusten kustannukset liittyvät useimpiin tarkasteltuihin terveysvaikutuksiin. Toisaalta niiden kohdentaminen tuloksena saataville oireityypeille ja oireilukerroille on vaikeaa. Tässä esitettyjä kustannustietoja hyödynnetään joidenkin oireiden kustannusrakenteen muodostamisessa. Muutoin tiedot ovat enemmän kustannusten olemassaolon ja tason osalta informatiivisia. Lääkäri-ikäykäynnin, tutkimusten ja sairaalajaksojen tiheydestä joudutaan tekemään yksikköarvojen muodostuksen yhteydessä oletuksia tilanteiden luonteiden (esim. akuutti tilanne vs. seuranta) mukaisesti.

Hujanen ym. (2008) määrittä lääkärikäynnin ja siihen liittyvien toimenpiteiden kustannuksia erilaisille sairastapauksille. Vuoden 2006 tilanteessa yleistetyksi lääkärikäynnin kustannukseksi määritettiin näytteenottoa ja muun henkilökunnan panosta sisältävän käynnin tapauksessa 115,10 €/käynti. Terveystenhuollon kustannusindeksillä korjaten lääkärikäynnin kustannukset ovat 130 €/käynti vuoden 2010 hinnoissa. Näitä kustannuksia sisältyy vakavaan sairastamiseen sekä joihinkin hengityselinoireisiin.

Hujanen ym. (2008) määrittä vuodeosastohoidon ja siihen liittyvien toimenpiteiden kustannuksia sairaaloiden otoksella. Vuoden 2006 tilanteessa yleistetyksi hoitopäiväkustannukseksi määritettiin 193,30 €. Terveystenhuollon kustannusindeksillä korjattuna sairaalahoitopäivän kustannukset ovat 218 € vuoden 2010 hinnoissa. Näitä kustannuksia sisältyy vakavaan sairastamiseen kuten krooniseen keuhkoputkentulehdukseen.

Hujanen ym. (2008) määrittä erikoissairaanhoidon ja siihen liittyvien toimenpiteiden kustannuksia sairaaloiden otoksella ottaen huomioon eri sairaustyyppien hoitoja. Vuoden 2006 tilanteessa yleistetyksi erikoissairaanhoidon hoitopäiväkustannukseksi määritettiin 2 401,40 €. Terveystenhuollon kustannusindeksillä korjattuna erikoissairaanhoitopäivän kustannukset ovat 2 711 € vuoden 2010 hinnoissa. Näitä kustannuksia sisältyy vakavaan sairastamiseen sekä krooniseen keuhkoputkentulehdukseen.

Kotipalvelun kustannukset

Voimakkaasti oireilevat kotihoidossa olevat iäkkäät potilaat voivat tarvita kotipalvelun apua, johon voi yhdistyä lisäksi kotisairaanhoidoa ja muuta tukipalvelua. Hujanen ym. (2008) määrittä kotipalvelun kustannuksiksi vuoden 2006 tilanteessa keskimäärin 28,20 €/käynti ilman kotisairaanhoidoa ja 42 €/käynti kotisairaanhoidon ja muun tukipalvelun kera. Terveystenhuollon kustannusindeksillä korjattuna kotipalvelun kustannukset ovat 32 €/käynti ilman kotisairaanhoidoa ja 47 €/käynti kotisairaanhoidon ja tukipalvelujen kera vuoden 2010 hinnoissa.

6.2.3 Menetetyn työn arvo

Menetetyn työn arvo liittyy tämän työn tarkasteluissa ennen kaikkea lyhytkestoiseen työkyvyn heikentymiseen työikäisessä väestössä. Edelleen, lapsien sairastelusta seuraava työstä poissaoloja lääkärikäyntien sekä kotihoidon vuoksi. Eliniän menetykset sen sijaan kohdentuvat pääasiassa työiän ylittäneisiin henkilöihin.

Menetetyn työn arvo voidaan määrittää joko tilastollisen kansantuotteen pohjalta (per capita) tai keskimääräisten palkkakustannusten pohjalta. Palkkakustannuksiin perustuva arvottaminen tarkastelee kuitenkin tarkemmin työtä tekevän väestöosan taloudellista arvoa. Nyt menetetyt työn arvo määritetään palkkakustannusperusteisesti yhtä työtuntia ja yhtä työpäivää kohti, koska siten voidaan käsitellä joustavasti eripituisia poissaolojaksoja.

Palkkakustannustiedot määritetään vuoden 2007 tutkimuksen (Tilastokeskus 2010) pohjalta korjaten tietoja työvoimakustannusindeksillä vuoden 2010 tasoon. Palkan

sivukulujen määräksi oletetaan 22 %⁷. Täten vuoden 2010 tasolla kaikkia palkansaa-jaryhmiä tarkastellen palkkakustannukset olivat 17,54 €/tunti ja palkan sivukulut olivat 3,86 €/tunti.

Menetetyn työn arvo on siten 21,40 €/tunti. Kun työpäivän pituudeksi oletetaan 7,5 tuntia, on menetetyn työn arvo 160,50 €/työpäivä. Koska sairastaminen voi kuitenkin tapahtua viikonloppuna tai loma-aikana, määritetään työpäivän arvoksi työ- ja vapaapäivien määriä painottaen 96,80 € (työpäivien määräksi oletetaan 220 vuodesa).

6.2.4 Hyvinvoinnin alenemisen arvo lieville oireille

Yksilön hyvinvointi koostuu aineellisesta kulutuksesta ja aineettomasta hyvinvoinnin arvosta. Terveystilan heikentyminen alentaa vähintäänkin aineetonta hyvinvointia, mutta joissain tapauksissa myös aineellisen kulutuksen mahdollisuuksia ja sen tuottamaa hyvinvointia. Nyt tarkastelluissa lievemmissä terveysvaikutuksissa yksilön hyvinvoinnin oletetaan alenevan aineettomien arvojen osalta. Oireilla ei ole merkittävää vaikutusta yksityisen kulutuksen määrään. Vakavampien oireiden hyvinvointivaikutuksiin sisältyy sen sijaan myös aineellisen kuluttamisen heikentymistä (ks. luku 6.2.5).

Lievempien oireiden hyvinvointivaikutusten arvottamisessa sovelletaan Suomessa aikoinaan tähän samaan tarkoitukseen tehdyn arvottamistutkimuksen (Gynther ym. 1998) tuloksia. Arvoja korjataan elinkustannusindeksillä vuoden 2010 tasoon. Alkuperäisen arvottamiskustannustutkimuksen tietoja käytetään koska tuoreempia suomalaisia arvottamistutkimuksia ole tehty. Suomalainen arvottamistutkimus todettiin aikoinaan tieteellisesti päteväksi ja tulokset esitettiin perusteoksessa Friedrich & Bickel (2001/2010). Tulokset vastasivat myös tasoltaan Ruotsissa tuolloin tehtyjä vastaavia maksuhalukkuusperusteisia tutkimuksia (mm. Carlsson & Johansson-Stenman 2000; Huhtala & Samakovlis 2003). Muiden eurooppalaisten tutkimusten vastaavat tiedot ovat peräisin Suomesta poikkeavista olosuhteista.

Taulukossa 26 esitetään hyvinvoinnin alenemisen arvoja niille oireityypeille, joita arvioidaan tämän työn laskelmissa. Arvot lisätään eri oireiden arvottamisessa reaalityöeläisten kustannustekijöiden päälle. Arvot on muunnettu elinkustannusindeksillä (Tilastokeskus) vuoden 1996 tasosta vuoden 2010 hintatasoon (pisteluku 1951 = 100; 1996 = 1 398, 2010 = 1 752, muutos +25,3 %). Tarkastelussa ei ole erikseen otettu huomioon hyvinvoinnin subjektiivisen arvostuksen mahdollista muutosta, joka voi seurata siitä, että talouskasvu lisää yksityistä aineellista hyvinvointia.

⁷ Työnantajan maksamat sosiaaliturvamaksu, työnantajan osuus työeläkemaksusta, tapaturmavakuutusmaksu, työttömyysvakuutusmaksu ja ryhmähenkivakuutus.

Taulukko 26. *Lieviin terveysvaikutuksiin liittyvän hyvinvoinnin alenemisen maksu-halukkuusperusteinen arvo (Gynther ym. 1998).*

Oire, €/päivä	Hyvinvoinnin alenemisen arvo (aineeton hyvinvointi)	
	Vuoden 1996 hinnoissa	Vuoden 2010 hinnoissa
Oireilupäivä	10	13
Lapsen yskäpäivä	28	35
Rajoittuneen toimintakyvyn päivä	35	44

6.2.5 Kroonisen keuhkoputkentulehduksen ja menetetyn elinvuoden arvo

Krooninen keuhkoputkentulehdus

Krooninen keuhkoputkentulehdus tarkoittaa usein toistuvaa (ei välttämättä jatkuvaa) hengityselinten tulehdustilaa, joka vähentää alentaa potilaan toimintakykyä ja pahimmillaan aiheuttaa tilapäisen tai pysyvän työ-/toimintakyvyttömyyden sekä erilaisia määriä hoidon tarvetta. Kyseessä on siis eriasteisten oireilujaksojen toistuminen jopa useiden vuosikymmenten aikana ja lopulta oireet voivat johtaa potilaan ennenaikaiseen kuolemaan. Koska oireiden määrää, kestoja ja vakavuutta on vaikea yleistää, ei lähdekirjallisuudessa esitetä kovin selkeää tyypitystä.

Kroonisen keuhkoputkentulehduksen arvottamisessa Vainio & White (2009) esittävät komission vaikutusarvioinneissa sovellettavan keskimääräistä yksikköarvoa 190 000 €/tapaus (alhaisena arvona esitetään 120 000 € ja korkeana arvona 250 000 €). Yksikköarvo perustuu Ex-ternE-tutkimusten jatkotutkimusten (mm. NewExt, NEEDS ja CAFE CBA) määrittämiin. Näissä tutkimuksissa yksikköarvo on johdettu yhdistäen ilmanlaatuun liittyvien maksuhalukkuustutkimusten ja tilastollisen elämän arvottamisen tuloksia.

Nyt kroonisen keuhkoputkentulehduksen arvoksi määritetään 200 000 €/tapaus. Arvoa siis korotetaan hieman Vainio & White (2009) ilmoittamasta keskimääräisestä tasosta, jotta se vastaisi vuoden 2010 hintatasoa. Arvon oletetaan sisältävän yleistysti menetetyn työ- ja muun toimintakyvyn arvoa, sairaanhoidon kustannuksia sekä yksilötason aineellisen ja aineettoman hyvinvoinnin menetystä.

Menetetty elinvuosi

Menetetyn elinvuoden arvoa on määritetty eurooppalaisissa tutkimuksissa useaan otteeseen. Alkuperäisissä ExternE-hankkeissa (Friedrich & Bickel 2001/2010) arvoksi määritettiin 150 000–180 000 euroa 35–45 vuoden ikäiselle henkilölle (vuoden 2000 hinnoissa, diskonttokorko 3 %). Tämän pohjalta suomalaisissa laskelmissa menetetyt elinvuoden arvoksi määritettiin 165 000 € (vuoden 2000 hinnoissa).

Menetetyn elinvuoden arvo on johdettu alun perin maksuhalukkuusperusteisesti (Willingness-to-Pay, WTP) määrittämisestä tilastollisen elämän arvosta. Tilastollinen elämän arvo kuvaa useita kymmeniä vuosia ennenaikaisesti tapahtuvan kuoleman aiheuttamaa hyvinvoinnin menetystä. Arvottaminen tapahtuu sen mukaan, kuinka paljon ihmiset ovat halukkaita maksamaan kuolemanriskin pienistä vähennyksistä.

Eurooppalaisissa WTP-tutkimuksissa tilastollisen elämän arvoksi on määritetty 2,9–3,9 milj. euroa (eri ajankohtien hintatasoilla).

Menetetyn elinvuoden arvo määritetään tilastollisesta elämän arvosta ottamalla huomioon ennenaikaiseen kuolemaan nähden odotettavissa oleva elinvuosien määrä (tilastolliseen yleiseen kuolinikään saakka) sekä niihin vuosiin liittyvä vähittäinen kuolemanriskin nousu. Näin menetetyn elinvuoden arvo voidaan määrittää tarvittaessa eri ikäryhmille. Edellä kuvattu ExternE-tulos kuvaa juuri näin tehtyä ikäluokkatarkastelua.

Yksikköarvon tasosta on sittemmin esitetty eri tutkimuksissa alhaisempia arvioita ottaen huomioon iäkkäämmät ikäryhmät, joihin päästöjen elinvuosia tai elinkuukausia lyhentävä vaikutus kohdentuu. Viimeisimmissä tutkimuslähteissä (mm. AEA 2009) esitetään mediaaniarvona 52 000 € ja keskiarvona 120 000 €. Luvut ovat peräisin ExternE:n päivityshankkeesta NewExt (IER 2004b). Seikkaperäinen teoreettinen arviointi sekä useita arvottamistutkimuksia tehtiin useissa EU-maissa myös NEEDS-tutkimuksessa⁸ päätyen samantasoihin tuloksiin kuin edellä mainittiin (NEEDS 2006). Mainittuja lukuja käytetään yleisesti suositusarvoina Euroopan komission esityksissä (mm. Vainio & White 2009).

Tietävästi tuorein ilman laadun parantamisen maksuhalukkuustutkimus tehtiin Kreikan Thessalonikissa. Se on ilmanlaadultaan yksi Euroopan saastuneimmista kaupungeista. Tulosten mukaan menetetyn elinvuoden arvoksi määritettiin 41 000 € (Vlachokostas 2011).

Ottaen huomioon elinaikaa lyhentävien vaikutusten kohdentuminen työiän ylittäneeseen väestönosaan, määritetään menetetyn elinvuoden arvoksi Vainio & White (2009) esittämästä mediaanista vuoden 2010 hintatasoon korotettu arvo 55 000 €. Arvo kuvaa lähinnä yksilötason aineellisen ja aineettoman hyvinvoinnin menetystä eliniän lyhenemisen ajalta. Todellisuudessa näillä potilailla on useimmiten myös pitkä sairaanhoidollinen historia, mutta siltä osin oireilu käsitellään toisaalla lievempien vaikutusten luokissa.

6.2.6 Yhteenveto

Terveysvaikutusten arvottamisessa käytettävät yksikköarvot esitetään taulukossa 27. Vakavimpien oireiden arvot perustuvat eurooppalaisiin tutkimuksiin eikä niiden sisältöä avata tarkemmin (ks. luku 6.2.5). Lievempi oireilu on arvotettu suomalaisten kustannusten pohjalta ja osatekijät esitetään taulukossa.

⁸ NEEDS-tutkimus samoin kuin AEA (2009) suosittelevat koko EU:n kattavalle tarkastelulle alhaisempaa mediaaniarvoa (40 000 €). Nyt kuitenkin valitaan arvo, joka vastaa pohjoismaista elintasoa.

Taulukko 27. Terveysvaikutusten arvottamisessa käytettävät yksikkökustannukset, euroa per oiretyyppi.

Oire	Kuvaus	Yksikkökustannus
Sydän-, verisuoni- ja keuhkosairaus	Menetetty elinvuosi; aineellisen ja aineettoman hyvinvoinnin aleneminen (kokonaisarvo)	55 000 €/YOLL
Keuhkosityöpä	Menetetty elinvuosi; aineellisen ja aineettoman hyvinvoinnin aleneminen (kokonaisarvo)	55 000 €/YOLL
Krooninen keuhkoputkentulehdus (uusi tapaus)	Alentunut/menetetty työ- ja toimintakyky, sairaanhoito, aineellisen ja aineettoman hyvinvoinnin aleneminen (kokonaisarvo)	200 000 €
Rajoittuneen toimintakyvyn päivä	Alentunut työ-/toimintakyky (98 €) ¹ Lääkitys (päivä) (7 €) Hyvinvoinnin aleneminen (44 €)	149 €
Lievästi rajoittuneen toimintakyvyn päivä (työikäinen väestö)	Alentunut työ-/toimintakyky (10 €) ² Lääkitys (itsehoitolääke) (1 €) Hyvinvoinnin aleneminen (13 €)	24 €
Alahengitystieoireet, aikuiset astmaatikat	Lääkitys (päivä) (7 €) Lääkärikäynti ja matkakulut (6,50 € + 0,50 €) ³ Työkyvyn aleneminen (98 €) ¹ Hyvinvoinnin aleneminen (44 €)	156 €
Alahengitystieoireet, lapsiastmaatikat	Lääkitys (päivä) (7 €) Lääkärikäynti ja matkakulut (13 € + 1 €) ⁴ Kotihoidon päivä (98 €) ⁵ Hyvinvoinnin aleneminen (35 €)	154 €
Lääkkeiden käyttö, aikuiset astmaatikat	Lääkkeen ottokerta (3,50 €) Hyvinvoinnin aleneminen (13 €)	16,50 €
Lääkkeiden käyttö, lapsiastmaatikat	Lääkkeen ottokerta (3,50 €) Hyvinvoinnin aleneminen (13 €)	16,50 €
Yskäpäivä, aikuiset astmaatikat	Lääkitys (päivä) (7 €) Hyvinvoinnin aleneminen (13 €)	20 €
Yskäpäivä, lapsiastmaatikat	Lääkitys (päivä) (7 €) Hyvinvoinnin aleneminen (35 €)	42 €

¹ Oletuksena poissaolo työstä. Muun toimintakyvyn aleneminen arvioidaan työn arvon mukaisesti.

² Oletuksena työkyvyn aleneminen 10 %. Muun toimintakyvyn aleneminen arvioidaan työn arvon mukaisesti.

³ Oletuksena aikuisen lääkärikäynnin kustannusten (ml. matkakulut) kohdentuminen 20 oiretilanteen jaksolle.

⁴ Oletuksena lapsen lääkärikäynnin kustannusten (ml. matkakulut) kohdentuminen 10 oireilutilanteen jaksolle.

⁵ Oletuksena vanhemman poissaolo työstä.

Sydän-, verisuoni- ja keuhkosairauksien sekä keuhkosityövän aiheuttamat elinajan menetykset (kuukaudet tai vuodet) on oletettu kohdistuvan työiän ylittäneisiin henkilöihin (ts. elinajan lyheneminen tapahtuu eliniän loppupuolella). Kroonisen keuhkoputkentulehduksen arvo kuvastaa pisimmillään noin 30 vuoden iässä alkavaa pitkäaikaista eriaasteista oireilua. Lievempien oireiden tapauksessa on tehty oletuksia siitä, missä määrin esitettyjä kustannustekijöiden sisältyy nimenomaiseen oiretyyppiin ja oiretapahtumaan. Reaalitaloudellisten kustannusten lisäksi lievemmille oireille otetaan eritellysti huomioon myös aineettoman hyvinvoinnin arvo.

Nyt määritellyt yksikköarvot poikkeavat jonkin verran alkuperäisen Suomen ExternE-tutkimuksen arvoista. Menetetyn elinvuoden arvo on selvästi aiempaa alhaisempi (vrt. 165 700 € vuoden 2000 hinnoissa). Kroonisen keuhkoputkentulehduksen arvo on ehkä hieman korkeampi (vrt. 169 330 € vuoden 2000 hinnoissa). Lievempien oireiden yksikköarvot ovat osin hieman kattavammin määritettyjä ja siten reaalisesti aiempaa korkeampia. Osa arvoista on noussut lähinnä vain kustannustason ja rahan arvon kehitystä vastaavalla tavalla.

6.3 Luontovaikutusten arvo

6.3.1 Talousmetsän tuotto

Päästöjen vaikutukset metsien kasvuun arvotetaan talousmetsien kasvun heikentymisen aiheuttamien laskennallisten raakapuun myyntitulojen vähenemisen mukaan. Metsien kasvun vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen ja vaikutuksia esimerkiksi kansallispuistojen tai suojeltujen metsien suojeluarvoon tai virkistysarvoon ei ole määritetty.

Talousmetsän tuottojen vähenemisen arvio tehdään tämän päivän kantohinnoilla, vaikka käytännössä myyntitulot vähenevät tulevaisuudessa tapahtuvalla hakkuuajan kohdalla. Tarkastelussa otetaan huomioon eri puulajikkeiden (mänty, kuusi ja koivu) kantohinnat valtakunnallisena eri hakkuutyypin (ensiharvennus-, harvennus- ja uudistushakkuu) sekä raaka-ainelajikkeiden (eri-ikäiset tukkipuut ja kuitupuu) keskiarvona.

Hintatietona käytetään METLAn metsätilastollisen tietopalvelun ilmoittamia viime vuosien keskihintoja. Vuodesta 1987 alkaen ilmoitetun (1987 = 100) reaalisen kanto-hintaindeksin mukaan hinnat ovat olleet pienen vaihteluvälin rajoissa suhteellisen vakaat. Toisaalta tulevaisuuden hintakehitystä perinteisen metsätalouden raaka-aineena (sahatavaran ja sellun tuotanto) ei kyetä arvioimaan. Metsän kasvua aliarvotetaan vääjäämättä koska huomioon ei kyetä ottamaan puun moninaisten jalostusmuotojen tuottamaa lisäarvoa. Tarkastelussa jätetään myös ottamatta huomioon raakapuun arvo energiakäytössä tänä päivänä. Tulevaisuudessa puuta käytetään alati enemmän myös nestemäisten tai kaasumaisten biopolttoaineiden raaka-aineena.

Keskimääräiset metsän myyjän saamat kantohinnat ovat edellä kuvattujen määrittämisen nojalla seuraavat (arvonlisäverottomin hinnoin):

- mänty 31 €/m³
- kuusi 32 €/m³
- koivu 28 €/m³

Muille lehtipuulajikkeille ei ole olemassa systemaattista kantohintaseurantaa, vaikka niitä myydään erilaisten jalosteiden tuottamiseen sekä energiapuuksi. Niiden arvottamisessa sovelletaan koivun kuutiohintaa.

6.3.2 Viljelykasvien tuotto

Viljelykasvien sadoille aiheutuvat tappiot arvotetaan jalostusketjun alkupään hintojen sekä sen päälle lasketun maataloustukien merkitystä kuvaavan arvostuserän summalla. Taulukossa 28 esitetyt hinnat on määritetty alan tilastojen sekä muiden lähteiden perusteella tuottaja- tai pakkaamohinnoin vuonna 2010.

Tuottaja- ja varastohintojen mukainen arvostaminen jättää ottamatta huomioon kuluttajien arvostuksen raaka-aineille sekä jalostusketjussa tapahtuvalle arvonmuodotukselle. Osa viljelykasveista käytetään tiloilla lihan- ja maidontuotannon raaka-aineena, osa myydään vähittäiskaupan ketjuille tai teollisuudessa jalostettavaksi. Tuotanto- ja jalostusketjuja ei käsitellä tässä työssä.

Maataloustukien huomioon ottaminen liittyy tukien yleiseen perusteluun, eli kotimaisen tuotannon arvostukseen. Tuille muodostettu laskennallinen tuottaja- ja varastohintojen korotuskerroin (1,73) perustuu tukien kokonaismäärän ja maatilojen tuotannon myynnistä saamien kokonaistuloihin suhteeseen (Tilastokeskus 2012). Yleiskerroin voi kohdella eri lajikkeiden arvottamista todellisuudesta poikkeavalla tavalla, mutta lajikekohtaisia tukimäärityksiä ei voitu tehdä tukijärjestelmän monimutkaisten ominaispiirteiden vuoksi.

Taulukko 28. Viljelykasvien arvottamisessa käytettävät hinnat per lajike vuonna 2010, euroa/kg.

Lajike	Tuottaja- tai varastohinta ¹ , €/kg	Laskennallinen arvo tukien kera, €/kg
Syysvehnä	0,14	0,25
Kevätvehnä	0,14	0,25
Ruis	0,16	0,28
Ohra	0,12	0,20
Kaura	0,12	0,20
Seosvilja (em. viljat)	0,14	0,24
Herne	2,16	3,74
Peruna	0,12	0,21
Sokerijuurikas	0,30	0,52
Rypsi	0,33	0,58
Rapsi	0,33	0,58
Kuivaheinä	0,20	0,35
Säilörehu	0,15	0,26
Sipuli	0,56	0,97
Tomaatti	1,50	2,60
Lehtisalaatti	1,48	2,56
Omena	1,48	2,56
Nauris	1,04	1,80
Lanttua	0,55	0,95
Mansikka	3,70	6,40

¹ Lähteet: Maataloustilasto Matilda, Kasvitieto Oy, Kauppapuutarhaliitto, rehun myyntipalstat, Kajalo ym. (2012).

6.4 Tie- ja katupölyn torjunta

Autoliikenteestä peräisin oleva tai liikenteen muutoin teiden ja katujen varsilta ilmaan nostama pöly vaikuttaa tässä raportissa toisaalla käsiteltyjen terveysvaikutusten lisäksi viihtyisyyteen, katujen ja piha-alueiden puhtaanapidon sekä sisätilojen siivoamisen tarpeeseen ja esimerkiksi rakennusten pintamateriaalien kulumiseen. Myös junaliikenne nostaa pölyä ilmaan, mutta junaliikenne aiheuttaa vähän pölyhaittoja yhdyskunnissa. Periaatteessa kaikki vaikutukset voidaan arvottaa haittakustannuksin, mutta käytännössä se olisi monimutkaista.

Viihtyisyyden arvottamisessa pöly tulisi eritellä muista yhdisteistä, koska ilmanlaatua arvioidaan yleensä kaikkien epäpuhtauksien kokonaisuutena. Toisaalta pöly haittaa hyvin laajaa väestöosaa. HEATCO-tutkimuksessa eri Euroopan maissa (Iso-Britannia, Unkari, Ruotsi, Norja, Saksa ja Espanja) tehdyissä laadullisissa haastattelussa 64–85 % vastaajista maasta riippuen arvioi pölyn haittaavan heitä vähintään jossain määrin (IER 2006). Pöly todettiin suuremmaksi elämän laadun haitaksi kuin ajoneuvoliikenteen melu.

Lisääntyvän puhtaanapidon ja siivoamisen kustannuksia, kuten myöskään pölyn aiheuttaman materiaalien kulumisen kustannuksia, ei voida yksiselitteisesti erotella muista näiden kustannusten aiheuttajista, paitsi tiettyjen episodien aikana. Kuntien teitä ja katuja kastellaan ja pestään keväisin nimenomaisesti katupölyn vähentämiseksi. Siksi tie- ja katupölyä tarkastellaan nyt kausiluontoisen pölyntorjunnan toimenpidekustannusten pohjalta.

Pölyä poistetaan myös jalkakäytävillä ja muilla kevyen liikenteen väylillä. Tältä osin kustannusvastuu jakaantuu paikkakunnasta riippuen eri suhteessa kunnan ja taloyhtiöiden kesken. Kustannuksia ei nyt tarkastella erikseen siksi, että kevyt liikenne synnyttää vähemmän pölyjakeita kuin autoliikenne (asfaltin, renkaiden ja jarrujen kulumisen sekä ajoviiman noste). Osa kaduilta ja teiltä puhdistettavasta pölystä on peräisin kevyen liikenteen väyliltä.

Pölyn poistoa tehdään jonkin verran myös valtion tieverkolla (esimerkiksi hiekoitetut mäet, risteysalueet sekä bussipysäkkien kohdat), mutta toimenpiteiden kokonaismäärästä ei ole koottua tietoa. Soratiet pölyävät kesäkaudella, mutta sorateiden kastelusta ei ole koottu määrätietoja.

Kuntien tie- ja katuverkolla pölynpoisto kohdistuu ainakin pääväyliin, mutta ei välttämättä koko verkkoon. Suurissa kaupungeissa pölyn poistoa harjoitetaan ehkä suhteessa enemmän kuin pienemmissä taajamissa, koska liikenteen määrä vaikuttaa pölyn syntymiseen ja altistuva väestö on suurempi. Toimenpidekauden kestoon ja toimenpiteisiin vaikuttavat mm. talven aikana ilmennyt liukkaudentorjunnan tarve ja sen menetelmät (suola, hiekka, sepeli) sekä kevään sääolosuhteet. Suomen vaihtelevat sää- ja keliolot vaikuttavat asiaan merkittävästi.

Pölyntorjunnan toimenpidekustannuksia on arvioitu suuntaa antavasti tutkimushankkeissa, mutta systemaattisia kokonaiskustannusarvioita ei silti ole olemassa. Katupölytutkimukset ovat keskittyneet pölyn ominaisuuksien, syntymisen ja torjuntatoimenpiteiden tehon selvittämiseen, ei niinkään toimenpidekustannusten arviointiin (esim. Kupiainen ym. 2009).

REDUST 2011–2014 -tutkimushankkeessa kustannustietämys lisääntyy. Hankkeessa on tutkittu koereittejä nykyisin ja tehostetuin toimenpitein, ja toimenpiteiden kustannuksia seurataan tarkemmin. Esimerkkeinä Espoon yksikkökustannuksista mainitaan (Korjus 2012):

- pölyn sidonta kastelemalla: 18,95 €/km (sis. vesi, kalsiumkloridi ja levitys)
- imulakaisu koneella: 70–120 €/tunti
- avoharjaus koneella: 69 €/tunti
- keräävä harjaus koneella: 102 €/tunti

Tehokas puhdistaminen edellyttää toimenpiteiden yhdistämistä, eli kadun kastelua ja lakaisua tai harjausta heti. Kuivana harjaamista vältetään, koska se nostaa pölyä ilmaan.

Eri toimenpidekokonaisuuksien kokonaiskustannukset mainitaan olevan Helsingissä kaistakilometriä kohti (Niemi 2012):

- perinteinen puhdistus: 78 €/kaistakilometri (kaksi harjauskonetta ja yksi imulakaisukone, yötyönä)

- tehostettu puhdistus: 235 €/kaistakilometri
- pölynsidonta: 34 €/kaistakilometri

REDUST-hankkeessa Vantaan koereitille määritettiin seuraavat tutkimusjakson (huhtikuu-toukokuu) aikaiset kokonaiskustannukset (koko väylän leveydelle) (Niemi 2012):

- perustoimenpidetaso: 642 €/km (vaihteluväli 292–1 164 €/km)
- tehostettu toimenpidetaso: 1 061 €/km (vaihteluväli 742–1 546 €/km)

Espoon koereitille määritettiin seuraavat kokonaiskustannukset (Niemi 2012):

- perustoimenpidetaso: 540 €/km (vaihteluväli 428–916 €/km)
- tehostettu toimenpidetaso: 1 096 €/km (vaihteluväli 810–2 622 €/km)

Koska katupölyn poistamiseen kohdennettujen toimenpiteiden tilastoja ei ole, tehdään nyt oletuksiin perustuva laskelma pölynpoiston valtakunnallisista kustannuksista mainittujen lukujen pohjalta. Näin katupölyn poistolle kohdistuu vain ne materiaali-, kone- ja työkustannukset, joita kyseisistä toimenpiteistä aiheutuu, ei muita puhtaanapidon kustannuksia tai kiinteistövirastojen yleiskustannuksia. Huomioon ei oteta esimerkiksi autojen siirtelyn kustannuksia. Tarkastelu on esimerkinomainen, eikä se ole luotettava arvio todellisista kustannuksista.

Laskelma tehdään Vantaan ja Espoon keskiarvon mukaisella kustannustasolla (perustoimenpiteet; tehostettu malli ei ole laajasti käytössä). Tämä voi nostaa kokonaiskustannusarviota, koska oletettavasti näissä kaupungeissa pölyn poistoon kiinnitetään keskimääräistä enemmän huomiota väestötiheyden ja muiden olosuhteiden vuoksi. Väylät ovat myös leveät (kaistoja voi olla useita), ja myös nostaa kokonaiskustannusarviota. Nyt oletetaan, että 75 % kuntien tie- ja katukilometreistä puhdistetaan keväisin.

Oletusten pohjalta arvioiden katupölyn poisto maksaa Suomessa ainakin 13 milj. euroa vuodessa (taulukko 29). Kustannukset ovat todellisuudessa korkeammat jalkakäytävillä ja muilla kevyen liikenteen väylillä sekä valtion tieverkolla tapahtuvan pölynpoiston vuoksi. Lisäksi kustannuksiin tulisi lisätä kiinteistöjen sisätilojen siivoamisesta aiheutuvat kustannukset sekä pintamateriaalien kulumisen arvo. Oletettavasti tie- ja katupölystä aiheutuvat todelliset toimenpide- ja haittakustannukset ovat, varsinkin koko vuodelle tarkasteltuna ja subjektiivinen viihtyvyyshaitta huomioon otettuna, useita kymmeniä miljoonia euroja vuodessa. Tie- ja katupölylle ei nyt määritellä päästökustannusten yksikköarvoja (€/tonni), koska taloudellisia vaikutuksia ei kyetä käsittelemään kattavasti ja systemaattisesti.

Taulukko 29. Esimerkkilaskelma pölynpoiston aiheuttamista katujenpidon lisäkustannuksista Suomessa.

Kuntien tie- ja katuverkko 2010 (ilman kevyen liikenteen väyliä ja kuntien ylläpitämiä yksityisteitä; Tilastokeskus)	28 500 km
Puhdistettujen väylien määrä (75 %) tie- ja katukilometreistä (oletus)	21 375 km
Pölynpoiston kustannuksista koko kevätkaudelle per km (oletus)	590 €/km
Kokonaiskustannukset per vuosi, koko Suomi	12,6 M€

6.5 Itämeren saastumisen arvo

6.5.1 Yleistä

Vesiliikenteen vastuulle kuuluvista Itämeren saastumisongelmien taloudellisista vaikutuksista esitetään seuraavassa joitain tietoja, mutta seikkaperäistä haittojen kokonaisarviota tai vesiliikenteen jätteiden yksikkökustannuksia (€/tonni) ei ole mahdollista muodostaa. Tarkastelussa voidaan silti nimetä mitä taloudellisia haittoja mereen päätyvistä jätteistä seuraa ja jätejakeista tunnetaan jonkin verran niiden merestä poistamisen toimenpidekustannuksia.⁹

Nyt ei tarkastella vesiliikenteen jätehuollon kustannuksia, vaan mereen päätyvän jätejakeen taloudellisia vaikutuksia. Asianmukaisen jätehuollon piirissä oleva jäte ei saastuta Itämerta eikä aiheuta taloudellisia haittoja ulkopuolisille. Vesiliikenteen merkitystä suhteutetaan muihin jätteiden lähteisiin. Jossain jätejakeissa vesiliikenteen merkitys on suuri, toisissa vähäinen. Vesiliikenteen merkitys Itämeren suurimmalle ongelmalle eli rehevöitymiselle on pieni.

Itämeren saastumisen arvottamismahdollisuudet ovat siis puutteelliset. Söderqvist & Hasselström (2008) ovat käsitelleet Itämeren ekologian arvottamisen haasteita. Pohjoismaista löytyy joillekin haitoille toimenpidekustannusten arvioita sekä ympäristön laadun arvottamistutkimuksia (WTP). Arvostukset ovat yleensä merkittävää tasoa, mutta tuloksista on vaikea eritellä arvostuksia nimenomaan vesiliikenteen haitoille ja tietyille jätejakeille.

Huhtala ym. (2009) muodostivat meta-analyysin pohjalta arvion Itämeren suojelun hyödyistä yhdistäen eri puolilta maailmaa peräisin olevia maksuhalukkuustutkimustuloksia regressioanalyysin avulla Itämeren vaikutusalueen väestölle. Itämeren yleisen vedenlaadun parantumisen hyödyksi arvioitiin 2,6 miljardia euroa/vuosi koko tarkastelualueella (taulukko 30). Suomen osuus oli 262 milj. euroa (vuoden 2007 hinnat). Vaihtoehtoisessa (yksittäisen jo vanhan WTP-tuloksen mukaan tehdyssä) tarkastelussa kokonaishyödyt olivat noin viisi miljardia euroa/vuosi. Tulokset perustuvat kuitenkin yleiseen vedenlaadun parantamiseen (ja ehkä ennen kaikkea rehevöitymisen vähentämiseen), ei vesiliikenteen jätteisiin, eikä tulosta voida hyödyntää eri jätejakeiden arvottamisessa.

⁹ Sisävesiliikenteessä jäteongelmat ovat tietävästi melko vähäisiä, eikä niitä käsitellä tässä raportissa.

Taulukko 30. Itämeren vedenlaadun parantamisen hyödyt, maksuhalukkuus-perusteinen arvio, vuoden 2007 hinnoissa (Huhtala ym. 2009).

Maa	Keskimääräinen maksuhalukkuus €/hlö/vuosi	Populaatio, miljoonaa (vaikutusalue)	Hyödyt milj. euroa/ vuosi (2007)	Osuus kokonais- hyödyistä
Tanska	71	3,6	254	9,9 %
Viro	45	1,1	47	1,8 %
Suomi	68	3,9	262	10,2 %
Saksa	66	2,4	162	6,3 %
Latvia	39	1,8	69	2,7 %
Liettua	40	2,4	97	3,8 %
Puola	37	25,8	946	36,9 %
Venäjä	34	7,0	235	9,2 %
Ruotsi	73	6,8	492	19,2 %
Yhteensä	-	54,8	2 564	100

6.5.2 Kiinteät jätteet

Itämerellä kiinteiden jätteiden (muu kuin elintarvikejäte) ongelmat ovat luonteeltaan enemmän roskaantumista kuin varsinaista (lainsäädännön vastaista) jätteiden heittämistä aluksilta mereen. Pääosa roskaantumisesta on joka tapauksessa peräisin rannikolta ja ehkä enemmän veneilyistä kuin laivaliikenteestä. Tiedot ovat kuitenkin harvat.

Mikäli aluksilta päätyy Itämereen kiinteää jätettä, kelluvat jätteet esimerkiksi sotkevat ja rikkovat ammatti- ja harrastuskalastajien pyydyksiä, ja rannoille ajautuneita jätteitä siivotaan. Roskat haittaavat rantojen virkistyskäyttöä ja varsinkin suosituissa vapaa-ajan kohteissa haitat voivat olla merkittäviä. Jotkut roskat voivat päätyä kalojen ja muiden merieläinten elimistöön ja tappaa niitä. Kiinteiden jätteiden ongelma saattaa olla laajempi kuin mitä voidaan havaita merestä tai rannoilta, koska raskaat jätteet uppoavat pohjaan.

Kuntien kustantaman rantojen siivoamisen kuluista ei ole tilastotietoa, eikä myöskään ole tietoa kuinka paljon roskia on peräisin vesiliikenteestä. Siksi vesiliikenteen vastuulle kuuluvia siivoamiskuluja ei voida määrittää. Rantoja siivotaan myös vapaaehtoistyönä ja yhdistysten toimesta. Kalastajien pyydyksille koituvista haitoista tai roskien aiheuttamasta merieläin kuolleisuudesta ei myöskään ole tilastotietoa tai tutkimuksissa esitettyä arviota.

Elintarvikejätteet edistävät osaltaan Itämeren rehevöitymistä, mutta oletettavasti merkitys on maista peräisin olevaan kuormitukseen nähden vähäistä. Elintarvikejätteet joka tapauksessa hajoavat luonnossa itsestään.

6.5.3 Nestemäiset jätteet

Harmaat ja mustat jätevedet

Itämereen vesiliikenteestä päätyvä rehevöittävä typpi- ja fosforikuorma tulee harmaista ja mustista jätevesistä. Vesiliikenteen osuudeksi koko Itämeren kuormitukselta on kuitenkin arvioitu olevan vain prosenttin sadasosia (typpi) ja kymmenyksiä (fosfori). Koska Itämeren rehevöitymisen taloudellisia kokonaishaittoja ei ole selkeästi määritetty, ei vesiliikenteen harmaille ja mustille jätevesille voida määrittää selkeää haittakustannusperusteista arvoa.

Edellä esitetystä Huhtalan ym. (2009) tuloksesta voidaan määrittää varovainen maksuhalukkuusperusteinen arvio. Suomen vesiliikenteestä peräisin olevan typpi- ja fosforikuormituksen kokonaan poistamisen hyöty voisi olla luokkaa vajaat 0,5 prosenttia koko kuormituksen poistamisen tuomasta hyödystä (Suomen osuudesta). Arvo olisi noin 1,0–1,5 milj. euroa/vuosi. Tämä arvio perustuu kuitenkin moneen oletukseen, eikä ole kovin luotettava.

Vuonna 2009 Itämeren suojelukomission jäsenvaltiot ehdottivat IMO:lle mustien ja harmaiden jätevesien päästökieltoa Itämerellä, ellei niitä ole esikäsitelty fosforista ja typestä (HELCOM 2010). Muutoin jätevedet tulisi toimittaa satamiin. Neuvottelujen jälkeen IMO:n MARPOL-yleissopimuksen uudistetun liitteen IV mukaan sääntöjä sovelletaan Itämerellä vuodesta 2016 alkaen uusille aluksille ja muille aluksille vuodesta 2018 alkaen (Liikenteen turvallisuusvirasto Trafi). Harmaat ja mustat jätevedet on puhdistettava vastaavaan laatuun saakka, kuin yhdyskuntien jätevesihuollossa, tai sitten ne on toimitettava satamiin.

Uutena hankittavien tai jälkiasennettavien jätevesien käsittelylaitteistojen hankinta-, asennus- ja käyttökustannukset vaihtelevat suuresti alustyyppistä ja siten syntyvän jäteveden määrästä riippuen. Suurilla matkustaja-aluksilla syntyy huomattavasti paljon enemmän jätevesiä kuin rahtialuksilla. Näistä kustannuksista ei tehdä nyt arviota, koska ylipäättään ei tiedetä paljonko ja minkälaisia laitteita aluksille tullaan asentamaan Itämeren liikenteessä.

Öljyt ja öljyiset jätevedet

Aluksilta tapahtuvat satunnaiset öljyjen ja öljyisten vesien päästöt tapahtuvat hajallaan eri puolilla Itämeren. Keskeisimmät taloudelliset haitat aiheutuvat öljyn pilatessa rantoja ja niillä sijaitsevia arvokkaita virkistyskäytön ja elinkeinojen kohteita sekä luontokohteita. Öljyt voivat myös heikentää kala- ja lintukantoja. Haitan kohteeksi joutuvien varantojen määrästä ei ole olemassa arviota. Rantapuhdistus on joka tapauksessa hyvin työlästä ja kallista (Hietala 2011), ja usein puhdistustöissä käytetään vapaaehtoisia sekä erilaisten järjestöjen jäseniä.

Onnettomuudet ovat erityistilanteita, jotka tulevat viranomaisten tietoon ja öljypäästöt saadaan yleensä rajattua sekä korjattua talteen nopeasti. Öljyonnettomuuksiin varautumisen kustannukset ovat joka tapauksessa merkittävät. Öljyntorjuntasuunnitelmia pidetään yllä ja pelastuslaitos sekä muut valmiustahot varautuvat koulutuksella ja varusteilla. Suomessa on yli 100 pelastuslaitosten, merivoimien, rajavartiolaitoksen ja Meritaito Oy:n öljyntorjuntaan varustettuja aluksia ja veneitä miehistöineen (Hietala 2011). Lentovalvontaan on käytettävissä useita lentokoneita ja helikoptereita, ja lisäksi on mahdollisuus satelliittikivapalveluun.

Varautumisjärjestelmien kustannukset katetaan yleisin verovaroin sekä öljysuojarahastosta, jonka varat kerätään maahan tuotavasta tai kauttakulkevasta öljystä kannettavalla öljysuoja-maksulla. Kuntien varojen käyttöä nimenomaan pelastuslaitosten öljyntorjuntavalmiuksien ylläpitoon ja kehittämiseen ei tunneta tarkasti, mutta vuonna 2011 öljysuojarahastosta myönnettiin öljyvahinkojen torjuntaviranomaisille (valtio ja kunnat) varoja 25 miljoonaa euroa (Ympäristöministeriö 2011). Summa kattaa myös maissa ja sisävesillä tapahtuvalle öljyn-torjunnalle myönnettyt varat, mutta suurimpia varojen käyttökohteita ovat joka tapauksessa merillä tapahtuvan öljyntorjunnan valmiuksien ylläpito ja kehittäminen, etenkin alushankinnat ja alusten uudistaminen.

Vertailutietona voidaan esittää Iikkasen & Mukulan (2008) 2,5 milj. euron arvio alusliikenteeseen liittyvien öljyntorjuntavalmiuden kustannuksista. Vuotuisista toteutuneista öljyntorjuntatoimista ei esitetty kustannusarviota, mutta sen sijaan esitettiin aluskohtainen onnettomuuksiin liittyvä öljyntorjunnan kustannusarvio, joka vaihteli aluksen koosta ja tyypistä riippuen välillä 50 000–1 100 000 euroa.

Sittemmin öljyntorjunnan valmiuksiin on panostettu selvästi lisää. Öljyntorjunnan valmiuksien kehittämisselvityksessä (Jolma 2009) esitettiin vuosille 2009–2018 tarve noin 200 miljoonan euron panostuksiin valtion toimesta ja lisäksi 100 miljoonaa euroa kunnallisten pelastuslaitosten toimesta. Valtion panostuksia on sittemmin tehty tai päätetty tehdä noin 150 miljoonan euron arvosta ja pelastuslaitosten valmiuksia on kehitetty. Pääosa rahoituksesta nojaa öljysuorahastoon, ja öljysuojamaksua korotettiin kolmen vuoden määräajaksi 0,5 eurosta 1,5 euroon per tonni 1.1.2010 alkaen (Ympäristöministeriö). Näihin muutoksiin nojaa edellä mainittu vuotuinen varojen siirron kokonaismäärä (25 milj. euroa) öljysuojarahastosta öljyntorjuntaviranomaisille.

Kuitenkin myös öljyvahinkojen aiheuttajilta peritään korvauksia toimenpiteiden kuluista ja aiheutuneista haitoista vakuutuslaitosten ja kansainvälisten rahastojen kautta. Tilanteiden määrä oletettavasti vaihtelee suurestikin vuodesta toiseen. Öljyntorjunnan ja torjuntavalmiuksien kustannusten nettomääräisestä kokonaisarvosta ei siis ole tarkkaa tietoa.

HELCOM (2012) mukaan Itämerellä havaittujen öljyvahinkojen määrä oli vuonna 2011 alhaisempi kuin koskaan lentovalvonnan aloittamisen jälkeen vuonna 1988. Vahinkoja havaittiin 122 kappaletta ja öljyn arvioitu kokonaismäärä 24 m³. Havaintojen lukumäärä oli 75 % pienempi kuin vuonna 1999. Myös yksittäisten päästöjen keskikoko on alentunut trendinä. Kuitenkin päästöjen aiheuttajien tunnistaminen on edelleen vaikeaa. Vuonna 2011 vain 9 % päästölähteistä voitiin tunnistaa.

Painolastivesi

Kansainvälisten kokemusten mukaan painolastiveden mukana saapuvat vieraslajit voivat olla taloudellisesti hyvinkin haitallisia. Tietyissä osissa maailmaa vesistöjen vieraslajit ovat esimerkiksi tukkineet voimalaitosten vedenottamoiden putkistoja tai tuhonneet paikallisten taloudellisesti hyödynnettyjen kalalajien populaatiot. Vesistöihin kohdistuvien haittojen taloudellinen arvo on globaalisti miljardiluokkaa. Itämeressä ei tiettävästi ole vielä koettu näin voimakkaita ilmiöitä, koska olosuhteet eivät ole vieraslajeille kaikkein otollisimmat. Joitain vieraslajien aiheuttamia haittoja silti tunnetaan ja niillä on sekä ekologinen että taloudellinen merkitys.

Selkeimmin suoria taloudellisia vaikutuksia aikaansaava laji on merirokko. Se on äyriäinen, joka kiinnittyy veneiden ja laivojen pohjiin lisäten veden vastusta ja polttoaineen kulutusta (Helmisaari 2012). Merirokon poistaminen taas lisää kemikaalien käyttötarvetta, eli aiheuttaa sekä kustannuksia että lisää kemikaalipäästöjä. Merirokko valtaa alaa myös paikallisilta vesikasvilajeilta. Laji on kuitenkin esiintynyt Itämerellä jo yli 100 vuotta. Monia muita lajeja tunnetaan (mm. sukkulamato- ja vesikirppulajeja), mutta vielä ei tiedetä aiheutuuko niistä ajan myötä merkittäviä taloudellisia ongelmia. Mikäli näin käy, se aiheutuu ensisijaisesti kalatalouden kautta saalislajien heikentymisenä.

Vieraslajien aktiivinen torjunta vaatii toimenpiteitä, ja siitä syntyy kustannuksia. Suomen vieraslajistrategiasta on tehty hiljattain päätös (Valtioneuvoston periaatepäätös kansallisesta vieraslajistrategiasta 15.3.2012). Strategian täytäntöönpanon valmistuminen tähtää vuoteen 2020. Strategiassa esitetyt arviot vieraslajien haittakustannuksista eivät käsittele Itämeressä esiintyviä vieraslajeja. Myöskään toimenpiteissä ei juuri mainita Itämerta erikseen. Sen sijaan Itämeren vieraslajeihin viitataan, että niistä osa on jo pysyviä lajeja, joiden poistamiseen ei ole teknisiä ja taloudellisia mahdollisuuksia.

IMO:n painolastivesiä koskevan yleissopimuksen mukaan vuodesta 2009 alkaen uudet alukset on varustettava vaihteittain vuosina 2009–2016 painolastiveden käsittelylaitteistolla, jolla estetään eliölajien leviämistä (Liikenteen turvallisuusvirasto Trafi). Samat vaatimukset koskevat vaihteittain myös ennen vuotta 2009 rakennettuja aluksia siten, että vuoden 2016 jälkeen kaikkien alusten on oltava varustettuja käsittelylaitteistoilla.

Käsittelylaitteistojen asennus- ja käyttökustannukset vaihtelevat menetelmästä riippuen; mm. painolastiveden kumentaminen (koneiden hukkalämmöllä), sähköiset käsittelytavat sekä ultraäänikäsittely (Helenius & Holm 2010). Myös aluksen liikennöintialueella on merkitystä laitteistojen käyttötarpeelle. Näiden toimenpiteiden kokonaismääriä ja kokonaiskustannuksia Itämerellä ei voida nyt arvioida.

7 Ilmastonmuutoksen taloudelliset vaikutukset

7.1 Tausta

Liikenteen päästökustannusten arvottamiseen kuuluu rahallisen arvon määrittäminen myös hiilidioksidipäästöille ja muille päästöille, joilla on ilmastovaikutuksia. Ilmastovaikutusten arvottaminen ei tapahdu altistus-vaikutusfunktioilla, vaan ne arvotetaan muilla tavoin haittakustannusten kautta. Arvottaminen on haastavaa, koska ilmastonmuutoksen haittavaikutukset ovat hyvin moninaiset, kustannusseuraamukset voivat olla huikeat ja arviointiin liittyy suuri määrä epävarmuuksia. Myös tarkastelun aikajänne vaikuttaa tuloksiin. Lisäksi ilmaston lämpenemisellä on myös hyödyllisiä vaikutuksia.

Edellä mainituista syistä on siis perusteltua tarkastella haittakustannuksille vaihtoehtoisia tapoja arvottaa ilmastonmuutosta ja kasvihuonekaasupäästöjä. Näitä ovat ennen kaikkea ilmastonmuutosta hidastavista toimenpiteistä johdetut arvot, keskeisimmin ilmakehän hiilipitoisuuden tasapainottava hiiliverotus ja päästökauppa.

Koska hiilidioksiditonnille saadaan eri arvottamismenetelmillä erilaisia arvoja, joihin kaikkiin liittyy merkittävä määrä epävarmuuksia, nojaa arvottamisperusteen ja yksikköarvon valinta myös ilmastopolitiikan painoarvoon. Yksikköarvoa ei silti tule määrittää summittaisesti, vaan ottaen huomioon tarjolla oleva tutkimustieto.

Suomessa liikennesektorin vaikutusarvioinneissa sovellettu hiilidioksiditonnin yksikköarvo (alkuperin vuoden 2000 hinnoissa 32 €/tonniCO₂; vuoden 2010 hinnoissa 37 €/tonniCO₂) on peräisin samoista ExternE-tutkimuksista, joissa määritettiin arvottamistavat muille liikenteen päästöille (Friedrich & Bickel 2001/2010). Yksikköarvo perustuu ilmastonmuutoksen pitkän tähtäimen haittakustannuksiin, ja se valittiin vaihtoehtoisten haittakustannusarvioiden joukosta (ks. luku 7.2.1). Yksikköarvoa on päivitetty vain yleisen hintatason kehityksen mukaisesti elinkustannusindeksillä. Yksikköarvon määrittämisen lähtökohtaa ei ole muutettu, koska lähdeselvitystä ei ole missään yhteydessä kiistetty.

Sittemmin ilmastonmuutoksen haittakustannusten arviointia on kehitetty edelleen. Tuloksista löytyy Suomen yksikköarvoa alhaisempia ja korkeampia hiilidioksiditonnin arvoja. Uuden ulottuvuuden tarkasteluun toi Euroopan yhteisön päästökauppa, mutta hiilidioksiditonnin hinta on ollut selvästi alhaisempi kuin Suomen yksikköarvo (ks. luku 7.2.3). Päästökaupalle vaihtoehtoisena ohjauskeinoja esitetty globaali hiilivero olisi myös alhaisempi kuin suomalainen hiilidioksiditonnin yksikköarvo (ks. luku 7.2.2).

Mainittuihin ohjauskeinoihin verrattuna Suomessa sovelletun yksikköarvon taso on tukenut vahvaa ilmastopolitiikkaa liikennesektorin vaikutusarvioinneissa. Toisaalta Ruotsissa sovellettava yksikköarvo on peräti noin 170 €/tonni (SEK 1,5 kg/CO₂; SIKa 2009). Menettely tosin on kansainvälisessä vertailussa selvästi muista maista poikkeava. Euroopan komission teettämässä liikennesektorin tarkasteluissa hiilidioksiditonnille suositeltu yksikköarvo on kutakuinkin vastannut Suomen yksikköarvoa (ks. luku 7.2.1).

Seuraavaksi arvioidaan, tulisiko hiilidioksiditonnin yksikköarvo korvata tuoreemmalla haittakustannusarviolla tai vaihtoehtoisen arvottamistavan mukaisella arvolla. Haittakustannuksille vaihtoehtoisina arvottamistapoina tarkastellaan hiiliverotusta ja päästökauppaa. Hiiliverotus tosin perustuu sekin vahvasti haittakustannusten määrittämiseen. Ilmastomuutokseen mukautumisen kustannukset (Parry ym. 2009) on rajattu tarkastelun ulkopuolelle. Tarkasteluissa pyritään ottamaan huomioon epävarmuuden ja aikapreferenssin merkitys hiilidioksidipäästöjen arvottamiselle. Tarkastelu tehdään valikoiduin ja mahdollisimman tuorein lähtein, koska kirjallisuutta on kaiken kaikkiaan erittäin runsaasti.

Ilmastomuutoksen arvottamista käsitellään hiilidioksidin kautta. Muut ilmastokaasut tulee käsitellä soveltaen hiilidioksiditonnin yksikköarvoon kunkin yhdisteen (mm. ilokaasu ja metaani) ilmastovaikutuksen tehoa kuvaavia CO₂-ekvivalenttikertoimia.

Lopuksi liikenteen käyttövoimavalikoiman kehitystä arvioidaan ilmastopolitiikassa hiilineutraaleiksi tai vähän päästöjä aiheuttaviksi määriteltyjen polttoaineiden ja energian lähteiden näkökulmasta. Keskeinen kysymys on, tuleeko bioperäisten polttoaineiden hiilidioksidipäästöjä arvottaa samalla tavoin kuin fossiilisten polttoaineiden hiilidioksidipäästöjä.

7.2 Arvottamismenetelmät

7.2.1 Haittakustannukset

Hiilidioksidipäästöjä voidaan arvottaa arvioimalla ilmaston lämpenemisen aiheuttamia taloudellisia haittoja muun muassa luonnonvaroille koituvina menetyksinä, taloudellisten tuotantomahdollisuuksien heikentymisenä sekä yhteiskunnalle koituvina lisäkustannuksina. Ilmaston lämpenemiseen liittyy myös terveysvaikutuksia elinolosuhteiden muutosten ja sään ääri-ilmiöiden lisätessä sairastavuutta ja kuolleisuutta. Joillain ilmastoon vaikuttavilla päästöyhdisteillä on ilmanlaadun kautta myös suoria vaikutuksia terveyteen ja luontoon.

Koska ilmastomuutoksen vaikutukset kohdistuvat globaalisti lukuisiin taloudellisiin varantoihin, vaikutusten määrittämiseen liittyy suuri määrä epävarmuuksia. Vaikutuksia kyetään arvioimaan tietyillä talouden sektoreilla ja tiettyjen haittojen kattavuudella; esimerkiksi maatalous ja jotkut luonnonvarat kuten kalakannat, tiettyjen sairauksien lisääntyminen sekä esimerkiksi merenpinnan nousun aiheuttama viljelyalan ja yhdyskuntarakenteen muutos. Tutkimuksiin kuuluu erilaisia vaikutustarkastelun rajauksia, vaikutusten realisoitumisen todennäköisyyksien asettamista sekä erilaisia riskipainotuksia ja herkkyystarkastelua.

Tarkastelun aikajänne voidaan valita muutamasta kymmenestä vuodesta aina satoihin vuosiin, mikä vaikuttaa mukaan luettavaan varantojen muutosten kokonaismäärään. Koska ilmastomuutoksen haittojen oletetaan tulevaisuudessa alati pahenevan, kasvaa vaikutusten merkitys ja arvo sitä korkeammaksi, mitä pidempää aikajännettä tarkastellaan. Tulevien varantojen ja vaikutusten arvoa lisää myös oletettu jatkuva elintason nousu.

Tulevaisuuden varantojen arvottamisessa käytetty diskonttauskorko vaikuttaa tuloksiin merkittävästi. Jos tulevaisuuden varannoille halutaan antaa suuri painoarvo, käytetään tarkastelussa alhaista diskonttauskorkoa. Jos taas halutaan painottaa lähem-

pänä tätä päivää tapahtuvia vaikutuksia, käytetään tarkastelussa korkeampaa diskonttauskorkoa.

Globaalisti yleispätevän hintatason valinta on haastavaa, koska ilmastonmuutoksen vaikutukset kohdentuvat elintasoltaan erilaisiin maihin ja maanosiin. Lisäksi tarkastelussa on perusteltua ottaa huomioon myös lämpenemisen hyödyt.

Vaikutusarvioinnin ja arvottamisen haasteista johtuen hiilidioksiditonille arvioitu haittakustannus vaihtelee eri lähteissä todella paljon. Downing ym. (2005) esittivät laajan kirjallisuuskatsauksen tuloksena, että hiilidioksidin yhteiskunnallinen kustannus oli eri tutkimustulosten mukaan 0–320 €/tonni_{CO2}. Alarajaksi suositeltiin 11 €/tonni_{CO2}, mutta ylärajasuositusta ei epävarmuustekijöistä johtuen edes tehty.

Suomessa liikennesektorilla sovelletun hiilidioksiditonin arvon alkuperäisessä lähteessä on esitetty useita vaihtoehtoisia tarkasteluja. Yksi niistä on kuvattu taulukossa 31. Tarkastelu perustui YK:n ilmastopaneelin IPCC:n työkaluun FUND 2.0-malliin (The Climate Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution; kyseessä on yksi muutamasta mallista, joita on käytetty ilmastonmuutoksen vaikutusten arvioimiseen ja arvottamiseen). Arvot on esitetty dollareissa vuoden 2000 hintatasossa ja tarkastelu ulottuu vuoteen 2100. Arvon vaihtelu kuvaa arvioinnin kattavuuden, korkokannan ja hintatason merkitystä lopputulokselle.

FUND 2.0 -malli otti huomioon niin ilmastonmuutoksen haitta- kuin hyötyvaikutuksia ja tarkasteluja voitiin tehdä useissa vaikutusten luokissa maailmaa alueittain tarkastellen. Vaikutuksia voitiin tarkastella esimerkiksi vain EU:n sisällä, tai sitten koko maailman tasolla, tai eri alueiden haittoja erilailla painottaen.

Diskonttokoron merkitys on suuri. Nollakorolla tulevaisuuden resurssimuutokset arvotetaan yhtä arvokkaiksi kuin tämän päivän resurssit ja hiilidioksiditonille saadaan korkea arvo. Nollakortarkastelu on kuitenkin yleisesti hylätty talouden ajatteluun sopimattomana (mm. Spackmann 2011)¹⁰. Diskonttokoron tulee toisaalta olla monitilinen, koska ilmastonmuutoksen haittojen oletetaan toteutuvan painokkaammin tulevaisuudessa ja aikajänne on pitkä.

Suomen yksikköarvo oli alun perin vuoden 2000 hintatasossa 32 €/tonni_{CO2}, joka voidaan pyöristää vertailun vuoksi arvoon 40 \$. Arvo sijoittuu 1 tai 3 prosentin korolla EU:n keskimääräisessä hintatasossa tehdyn koko maailman kattavan tarkastelun tulosten väliin. Suomessa yksikköarvon valinnassa painotettiin vahvaa ilmastopolitiikkaa.

¹⁰ Ns. Stern-raportti (Stern 2006) sai suurta huomiota esittäessään ilmastonmuutokselle hyvin korkeita haittakustannuksia. Arviot on todettu kyseenalaisiksi mm. nollakortarkastelun vuoksi (ks. esim. Nordhaus 2007 ja 2008).

Taulukko 31. Hiilidioksiditonin haittakustannus, €/tonni_{CO₂}, keskimääräinen arvo per luokka vuoden 2000 hintatasossa (Friedrich & Bickel 2001/2010).

Vaikutusten tarkaste- lualue	EU	Koko maailma	Koko maailma	Koko maailma
€/tonniCO ₂	EU:n hintataso	Paikallinen hintataso	Gloaali hintataso	EU:n hintataso
Laskentakorko 0 %	1,9	20,0	79,4	244,8
Laskentakorko 1 %	0,9	8,3	21,3	71,5
Laskentakorko 3 %	0,3	4,3	4,4	16,8

Suomessa sovellettavaksi valittua yksikköarvoa on arvioitava tuoreempien tutkimustulosten valossa. Seuraavaksi esitetyt vertailulähteet ovat laajoja Euroopan komission teettämiä energia- tai liikennesektorin päästöjen tutkimushankkeita, joissa on ollut mukana samoja tutkijoita kuin ExternE-hankkeissa. Yhtäältä ilmastonmuutoksen vaikutusten arviointi ja arvottaminen perustuu edelleen kehitettyihin haittakustannusperusteisiin malleihin. Toisaalta vaikutustarkastelun epävarmuuksien vuoksi haittakustannusperusteisen arvottamisen tuloksia on alettu tarkastelemaan yhdessä toimenpidekustannusten kanssa.

ExternE-metodologian päivitystutkimuksessa (Bickel & Friedrich 2005) ilmastonmuutoksen haittoja arvioitiin jälleen FUND-mallilla. Hiilidioksidin haittakustannukseksi arvioitiin noin 9 €/tonni. Tämä esitettiin konservatiivisena arvona, joka ottaa huomioon luotettavasti tarkasteltavissa olevat vaikutukset. Vaihtoehtona esitettiin toimenpidekustannusperusteista arvottamista. Ajankohdalla arvioitiin, että Kioton pöytäkirjan tavoitteen mukaisten päästöjen vähentämistoimenpiteiden kustannukset olisivat 5–20 €/tonniCO₂. Esille nostettiin myös ajankohdan mukainen päästökaupan hintanoteeraus 19 €/tonniCO₂. Herkkyystarkasteluun suositeltiin maksimiarvoa 50 €/tonniCO₂, jonka taustalla oli Alankomaissa sovellettu hiilidioksiditonin varjohinta.

Euroopan komission HEATCO-tutkimuksessa (IER 2004a) esitettiin ilmastonmuutoksen haittakustannuksiin ja ilmastonmuutoksen torjumisen toimenpidekustannuksiin yhteisesti perustuvaa suositusarvoa (varjohintaa) liikenteestä peräisin olevalle hiilidioksiditonille siten, että yksikköarvo nousee ajan myötä kymmenvuotisten periodien porrastuksena (taulukko 32)¹¹. Toisin sanoen, liikennehankkeiden vaikutustarkastelussa yksikköarvo valitaan taulukon riveiltä sen mukaan, millä vuosikymmenillä päästöjen oletetaan aiheutuvan.

Suositusarvo perustui sillä hetkellä kattavimmaksi arvioituun ilmastonmuutoksen arvottamistutkimukseen (Watkiss ym. 2005a). Esitetty suositus tavallaan hylkäsi ExternE:n menetelmäperustan siihen liittyneiden merkittävien epävarmuuksien nojalla. HEATCO-tutkimus korvasi arvottamisen yksinkertaisemmalla lähestymistavalla yhdistäen haittakustannuksiin perustuvia arvoja ilmastopolitiikan toimenpidekustannuksilla.

¹¹ HEATCO:ssa luotiin liikennesektorin vaikutusarviointiin yleiseurooppalainen menetelmäsuositus yksikköarvoineen.

Suomessa sovellettu yksikköarvo (37 €/tonni_{CO2} vuoden 2010 hinnoissa) on korkeampi kuin HEATCO:n suositusarvo ajanjaksolle 2010–2019. Suomen yksikköarvo vastaa HEATCO:n tuleville vuosikymmenille esittämiä suositusarvoja, mikä sopii liikennehankkeiden tulevaisuuteen katsovan vaikutusarvioinnin näkökulmaan. Tosin tarkkaan ottaen 30–40 vuotta tulevaisuuteen yltävien vaikutustarkastelujen loppupään näkökulmasta yksikköarvoa tulisi korottaa. Aikaperspektiivin käsittelyyn otetaan kantaa seuraavissa luvuissa.

Taulukko 32. Hiilidioksiditonin varjohinta, euroa/tonni_{CO2} vuoden 2002 verottomin hinnoin (IER 2004; alkuperäinen lähde Watkiss ym. 2005).

Päästön aiheutumisvuosi	Suositusarvo	Herkkyystarkastelu	
		Alempi keskiarvo	Ylempi keskiarvo
2000–2009	22	14	51
2010–2019	26	16	63
2020–2029	32	20	81
2030–2039	40	26	103
2040–2049	55	36	131
2050	83	51	166

Liikennemuotokohtaisena yksityiskohtana HEATCO suositteli korkealla ilmatilassa aiheutuvien lentoliikenteen päästöjen haittakustannuksen painottamista lisäkertoimella kaksi. Tämä perustuu päästöjen aiheutumispaikan mukaan voimakkaampaan ilmastovaikutukseen.

Myös Euroopan komission IMPACT-tutkimuksessa (CE Delft 2008) muodostettiin tuoreisiin tutkimustuloksiin perustuva haittakustannusperusteinen suositus liikenteestä peräisin olevan hiilidioksiditonin arvolle siten, että yksikköarvo nousee ajan myötä (taulukko 33)¹². Suomen yksikköarvo (37 €/tonni_{CO2}) on lähellä vuoden 2010 korkeaa suositusarvoa. Suomen yksikköarvoa tulisi tämänkin lähteen nojalla korottaa tulevaisuuden tarkasteluissa.

Taulukko 33. Hiilidioksiditonin ulkoinen kustannus, euroa/tonni_{CO2} (CE Delft 2008).

Vuosi	Matala arvo	Keskimääräinen arvo	Korkea arvo
2010	7	25	45
2020	17	40	70
2030	22	55	100
2040	22	70	135
2050	20	85	180

¹² IMPACT-tutkimus tehtiin eurovinjettidirektiivin (1999/62/EY) uudistamisen taustaselvityksenä tavoitteena tarjota tietoa kansainvälisen raskaan tieliikenteen ympäristöohjauksen kehittämiseksi.

7.2.2 Hiilivero

Globaalia tai alueellista hiiliveroa on ehdotettu fossiilisen energian käyttöä ja hiilidioksidipäästöjä rajoittavaksi ohjauskeinoksi¹³. Ilmastomuutoksen eteneminen voidaan pysäyttää tasapainottamalla ilmahan hiilidioksidipitoisuus. Yleinen hiilivero toteuttaa tämän tavoitteen eri mekanismeilla kuin päästörajojen ehdoilla tehtävä päästöoikeuksien kauppa. Hiilivero määritetään kaikki fossiiliset energialähteet huomioon ottavasti nimenomaan hiilitonnille, josta voidaan edelleen johtaa veron määrä hiilidioksiditonniä kohti¹⁴.

Hiiliveron tason määrittelyssä arvioidaan ilmastomuutoksen haittojen ja hyötyjen kehitys hiilen kulutuksen ja hiilidioksidipäästöjen jatkumisen ja lisääntymisen suhteessa. Teorian mukaan optimaalinen hiilivero vastaa ilmastomuutoksen haittakustannuksia hiilitonniä kohti. Koska ilmastomuutoksen eteneminen lisääntyvine riskeineen nostaa haittojen arvoa, kiristyy myös ohjauksen voimakkuus ajan myötä. Tarkastelussa tulee siten määrittää hiilidioksiditonniä rajakustannus ja sen kehityskaari.

Nordhaus (2008) toteaa optimaalisen hiiliveron lähtevän noin tasolta 30 \$/hiilitonni. Vero nousee tasolle 90 \$/hiilitonni vuoteen 2050 mennessä ja edelleen tasolle 200 \$/hiilitonni vuoteen 2100 mennessä. Muunnettuna hiilidioksiditonniä kohti verotaso nousisi kyseisellä ajanjaksolla 8 dollarista 54 dollariin.

Tol (2009) arvioi globaalin hiiliveron lähtötasoksi 25–50 \$/hiilitonni, eli noin 6–14 \$/tonni_{CO₂} (diskonttauskorko 3 %). Korkeampia arvoja puoltavat ilmastomuutoksen vaikutusten ja arvottamisen kattavuuteen liittyvä epätäydellisyys sekä epävarmuustekijät. Tol arvioi, että ajankohdalla (tammikuu 2009) vallinnut EU:n päästökaupan hintanoteeraus (21 €/tonni_{CO₂}) oli hiiliveron arvioituun tasoon nähden kuitenkin liian korkea.

Hiiliverotusta on jo sovellettu (todennäköisimmin edellä mainituista lähteistä riippumatta) useissa maissa määrittelemällä hiiliperusteisia osatekijöitä olemassa olevaan energiaverotukseen tai korottamalla energiaveroja hiilisisältöön perustuvilla tekijöillä. Hiiliveroja usein perustellaan ilmastopolitiikan ohjaustavoitteilla, mutta valtioiden fiskaaliset tavoitteet vaikuttavat taustalla vahvasti.

¹³ Globaalia hiiliveroa on esitetty vaihtoehtona päästökaupalle ja päästökaupalle.

¹⁴ Yksi hiilitonni tuottaa noin 3,7 tonnia hiilidioksidia (hiilen ja hiilidioksidin atomipainojen suhde on 44/12).

Hiiliverotus Suomessa

Suomen energiaverotusta on uudistettu hiljattain niin, että polttoaineista valmisteveroina kannettavat verokomponentit muutettiin energiasisältöön ja poltosta syntyvään hiilidioksidiin perustuviksi energiasisältöveroksi sekä hiilidioksidiveroksi. Määritettäessä hiilidioksidiveron määrää liikenteen eri polttoainelajien veroissa per litra, käytettiin hiilidioksidin arvona 50 €/tonni. Aikaisemmassa verolaissa arvo oli 20 €/tonni_{CO₂}. Voimakkain hiilidioksidivero kannetaan fossiilisperäiseltä bensiiniltä ja dieseliltä. Myös bioperäisiltä polttoaineilta kannetaan hiilidioksidiveroa, mutta polttoaineen lajikkeesta ja laadusta riippuen tasoltaan hieman fossiilisia polttoaineita alhaisempaan. Joitain polttoaineita on vapautettu hiilidioksidiverosta.

Hiilidioksidiveron tason määrittämisessä viitataan siihen, että liikennesektorilla päästöjen vähentämistoimet ovat kalliimpia kuin muilla sektoreilla, ja siksi veron ja vero-ohjauksen taso määritetään korkeammaksi kuin muilla sektoreilla, vertailuhinnan ollessa päästökaupan hintanoteerauksien mukainen taso. Hiilidioksiditonin hinnoittelu on siten tehty toimenpidekustannusperusteisesti. Ajattelun mukaan alhainen verotaso ei synnyttäisi kannustinta vähentää päästöjä liikennesektorilla.

Lähde: Hallituksen esitys Eduskunnalle energiaverotusta koskevan lainsäädännön muuttamisesta. Valtiovarainministeriö, vero-osasto, 1.7.2010.

Hiilivero on ollut osatekijänä myös Suomen energiaverotuksessa jo pidemmän aikaa, ja sen voimakkuutta on hiljattain korotettu. Polttoaineiden hiilidioksidiveron tason määrittämisessä käytetty hiilidioksiditonin yksikköhinta (50 €/tonni_{CO₂}) on selvästi korkeampi, kuin mitä globaalille hiiliverolle on ehdotettu edellä kuvatuissa tutkimuksissa.

7.2.3 Päästökauppa

Hiilidioksidin päästöoikeuksia on hinnoiteltu Euroopan päästöoikeuksien markkinoilla (EU ETS; European Union Emission Trading Scheme) vuodesta 2005 alkaen. Toinen päästökauppa-kausi päättyy vuonna 2012 ja kolmannen kauden (2013–2020) ehdoista neuvotellaan.

EU ETS:ssä päästökauppatoimialoihin kuuluvat yritykset (EU:n jäsenvaltioiden teollisuus ja energiantuotanto; noin 10 000 laitosta) myyvät ja ostavat yhden hiilidioksiditonin suuruisia päästöoikeusyksiköitä. Liikenne ei ole päästökauppasektori, mutta vuonna 2012 lentoliikenne (lentoyhtiöt) liitetään järjestelmään.

Päästökaupassa myydään sekä varsinaisia päästöoikeuksia (EUA – EU Emission Allowance) että todennettuja päästöjen vähennyksiä (CER – Certified Emissions Reduction). Kauppaa käydään heti käytettävissä olevilla oikeuksilla, tulevaisuuden päästöoikeuksilla sekä tulevaisuudessa toteutuvien päästövähennysten synnyttämällä päästöoikeuksilla.

Päästökaupassa hiilidioksiditonille määritetty laajan talousalueen vaihdantaan perustuva markkinahinta. Se on päästömarkkinoiden reunaehtojen ja kohdetoimialojen mukautumiskyvyn mukaan määräytyvä toimenpidekustannusperusteinen arvo, joka ei kuvaa ilmastonmuutoksen pitkän tähtäimen haittojen arvoa.

Päästöoikeuksien kaupankäynti on ollut odotuksiin nähden vähäistä, päästöoikeuksien arvo on ollut alhainen ja se on vaihdellut erittäin voimakkaasti (mm. Calel 2011). Alhaisimmillaan päästöoikeuden (EUA) hinta on ollut vain muutamia kymmeniä sent-

tejä ja korkeimmillaan vajaa 30 €/tonni_{CO2}. Esimerkiksi ennen joulua 2011 hintataso oli: EUA noin 9 €/tonni_{CO2} ja CER noin 6 €/tonni_{CO2}.¹⁵

Vähäiseen kaupankäyntiin ja alhaiseen hintaan ovat tiettävästi vaikuttaneet päästöoikeuksien runsaus ja päästöoikeuksien jakaminen markkinoille ilmaiseksi. Päästöoikeuksista ei ole syntynyt niukkuutta muutoinkaan. Euroopan raskaan teollisuuden rakennemuutos ja tuotannon siirtyminen Kaukoitään on vähentänyt oikeuksien tarvetta. Päästökauppa on laajentunut uusin jäsenmaihin, joissa teollisuuden päästöjä on voitu vähentää yksinkertaisin toimenpitein ja alhaisin kustannuksin tai sulkemalla laitoksia. Myös energiankulutuksen tehostuminen on toiminut sopeutumistoimenpiteenä.

Tulevilla päästökauppakausilla markkinoiden toimintaa oletettavasti muutetaan niin, että päästöoikeuksien hinta nousee. EU:n ehdottamia toimenpiteitä ovat muun muassa alhaisempi päästökatto sekä päästöoikeuksien osittainen huutokauppa. Uutta markkinahinta-aineistoa joudutaan joka tapauksessa odottamaan vielä jonkin aikaa. Useimpien ennakko-odotusten mukaan hintataso jää alle 30 €/tonni_{CO2}.

Huomionarvoista on, että päästökaupan hintanoteeraukset ovat tähän saakka olleet peräisin perinteisen raskaan teollisuuden ja energiantuotannon välisestä päästöoikeuksien kaupasta. Näillä sektoreilla päästöjen vähentämistoimenpiteet ovat edullisempia kuin liikenteessä. Esimerkiksi lentoliikenteen liittäminen päästökauppaan voi nostaa päästöoikeuksien hintaa, koska lentoyhtiöiden on helpompaa ja edullisempaa ostaa päästöoikeuksia kuin tehostaa energiankulutusta. Muita kalliiden päästövähennysten toimialoja ei tiedetä olevan tulossa mukaan EU ETS:ään.

Brinkman ym. (2009) arvioivat globaalin päästökaupan toimivuutta ja päästöoikeuksien hintaa, jolla ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden nousu voitaisiin pysäyttää tasolle 450 ppm. Tämä pitoisuus rajoittaisi ilmaston keskilämpötilan nousun +2 asteeseen. Mallilaskelmien mukaan päästöoikeuksien hinta vaihtelisi välillä 15–30 €/tonni_{CO2}. Samassa selvityksessä arvioidaan, että EU ETS:n sääntöjen tiukentamisen ehdoilla Euroopan päästökaupassa hiilidioksiditonin hinta voi nousta 13 euroon vuonna 2015 ja 38 euroon vuonna 2025, jonka jälkeen se laskee 30 euroon. Selvityksessä todetaan, ettei globaali päästökauppa kykene yksin tuottamaan tavoitetta vastaavia päästövähennyksiä, vaan tarvitaan myös täydentäviä toimenpiteitä (mm. energiatehokkuusnormeja).

Päästöoikeuksien markkinoiden (EU ETS) toiminta on siis ollut kahdella ensimmäisellä päästökauppakaudella ilmastopolitiikan tavoitteisiin nähden ongelmallista. Päästöoikeuksien hinta on ollut alhainen eikä aineiston pohjalta ei voida muodostaa mielekästä hiilidioksiditonin yksikköarvoa varsinkaan liikennesektorille, joka ei käy päästökauppaa, lukuun ottamatta kaupankäyntiä aloittelevaa lentoliikennettä. Hiilidioksidipäästöjen vähentämisen toimenpidekustannuksia kuvaavat päästökaupan hintanoteeraukset tarjonnevat jatkossakin lähinnä vertailutietoa hiilidioksidin haittakustannuksia kuvaaville tutkimustuloksille.

¹⁵ www.pointcarbon.com

7.3 Uusien polttoaineiden merkitys

Tieliikenteen polttoaineiden valikoima ja koostumus on alkanut muuttua ilmastopoliitiikan, raakaöljyn hintakehityksen ja saatavuuskysymysten kannustamana tavoilla, joka vaikuttaa myös liikenteen laskennallisten päästöjen ilmastopoliittiseen painoarvoon. Ilmastollisesti neutraalit käyttövoimat ovat vielä liikenteessä marginaalisia, mutta niiden kehitystoiminta on erittäin aktiivista ja käytön yleistymiselle on jo määritetty EU:n tavoitteet. Tämä kehitys ei koske pelkästään tieliikennettä, vaan myös rautatie-, vesi- ja ilmaliikennettä.

Bensiineihin lisätään muun muassa bioperäistä etanolia ja liikenteeseen on tullut myös lähes pelkästään etanolia käyttäviä ajoneuvoja. Dieselöljyyn voidaan lisätä bioperäisiä komponentteja ja liikenteeseen on tullut myös pelkästään biodieseliä käyttäviä ajoneuvoja. Edelleen, ajoneuvot voivat käyttää biokaasua tai sähköä, jonka tuotanto on tapahtunut osittain tai kokonaan ilmastoneutraalisti. Lentokoneissa on kokeiltu kerosiinin korvaamista biopolttoaineilla. Laivoissa muun muassa kaasumoottoreiden odotetaan ratkaisevan rikki- ja typpipäästöihin liittyviä haasteita, ja biokaasua käytettäessä tämä vaikuttaa myös ilmastoon.

Bioperäisten polttoaineiden yleistymistä edistävästä normeista laajin on tieliikenteessä vuoden 2011 alussa voimaan astuneeseen uusiutuvan energian direktiiviin (ns. RES-direktiivi) perustuva pakko sekoittaa liikenteessä käytettyyn bensiiniin aiempaa enemmän bioperäisiä tisleitä. Biopolttoaineiden jakeluvolvoite nousee liikenteessä kokonaistasolla neljästä prosentista kuuteen prosenttiin vuosiksi 2011–2014 ja koko EU:ssa sitoudutaan 10 prosenttiin vuoteen 2020 mennessä. Suomen määrittämän korkeamman kansallisen tavoitteen mukaan osuus on 20 prosenttia vuonna 2020.¹⁶

Muista toimenpiteistä esimerkkinä Helsingin Seudun Liikenteen tilaaman bussiliikenteen kilpailutuksessa suositetaan biodieseliä ja biokaasua käyttäviä ajoneuvoja. Vesiliikenteessä Itämeren rikkidirektiivi edistää uusien polttoaineiden ja tekniikoiden käyttöönottoa. Lentoliikenteen päästökauppa edistää uusien polttoaineiden käyttöönottoa.

Bioperäisten polttoaineiden yleistymisestä seuraa, että vaikutustarkasteluissa liikenteen käyttövoimia on jatkossa eriteltävä ilmastovaikutuksen mukaan. Ilmaston kannalta neutraalien polttoaineiden osuuden lisääntyessä on vastaavasti vähennettävä koko sektorille laskettua ilmastomuutokseen liittyvää ulkoisten kustannusten määrää. Edelleen, yksittäisten liikennesektorin hankkeiden ja toimenpiteiden vaikutustarkastelussa on otettava huomioon kuinka suuri määrä tarkasteluun kuuluvasta polttoainekäytöstä on peräisin fossiilisista tai bioperäisistä lähteistä. Tämä voi periaatteessa vaikuttaa erilaisten toimenpiteiden kannattavuuteen ja kannattavuusjärjestyksiin.

¹⁶ HE 197/2010. Hallituksen esitys Eduskunnalle laiksi biopolttoaineiden käytön edistämisestä liikenteessä annetun lain muuttamisesta.

7.4 Suositukset

Liikenteen fossiilisten polttoaineiden aiheuttamien hiilidioksidipäästöjen haittakustannuksia kuvaavan yksikköarvon arvottamisperusteiden tai yksikköarvon tason muuttamiseen ei ole painavia perusteita. Käytössä oleva yksikköarvo 37 €/tonniCO₂ (vuoden 2010 hintataso) kutakuinkin vastaa keskeisissä tutkimuksissa (mm. HEATCO ja IMPACT) esitettyjen eurooppalaisesta näkökulmasta määriteltyjen ilmastomuutoksen haittakustannuksiin perustuvien suositusarvojen tasoa. Tätä arvoa suositellaan siis sovellettavaksi jatkossakin kaikkien liikennemuotojen fossiilisperäisten hiilidioksidipäästöjen arvottamiseen.

Eräissä haittakustannusarvioita koskevissa kirjallisuuskatsauksissa sekä hiiliverotuksen tason määrittelyissä on esitetty alhaisempia hiilidioksiditonin arvoja. Myös EU:n päästökaupan hintanoteeraukset ovat olleet varsin alhaisia. Koska ilmastomuutoksen riskejä ei kuitenkaan pidä aliarvioida, ei arvon alentamista suositella. Tätä suositusta puoltaa myös se, että ilmastomuutoksen haittojen vaikutusarvioinnin kattavuus on edelleenkin rajallinen.

Suositusarvoa korkeammat arvot ovat lähteiden nojalla perusteltuja pitkälle tulevaisuuden katsovissa tarkasteluissa. Lähteissä hiilidioksiditonin haittakustannukset samoin kuin ohjauskeinojen (mm. hiilivero) voimakkuus nousevat tulevina vuosikymmeninä. Perusteluna on hiilidioksidipäästöjen rajakustannusten nousu.

Liikennehankkeiden vaikutusarvioinnin ohjeistukseen on lisätty menettely, jolla tulevaisuuden vaikutusten arvoja korotetaan yhtenäisellä kertoimella (Liikennevirasto 2011e). Pyrkimyksenä on kuvata elintason nousun aikaansaamaa arvostusten muutosta. Tämä eri vaikutustekijöille yhteinen arvostusten korotuskerroin ei kuitenkaan kuvaa hiilidioksidipäästön rajakustannuksen nousua. Jatkossa hiilidioksidipäästön yksikköarvolle tulisi muodostaa oma käsittelytapa määrittäen tulevien vuosikymmenten päästöille porrastetusti nousevat yksikköarvot.

Jatkossa on kiinnitettävä huomiota bioperäisten ilmastollisesti neutraalien polttoaineiden erittelyyn liikenteen käyttövoimissa. Eri yhteyksissä lasketut päästökustannukset tulee määrittää vain sen ilmastokuorman mukaisesti mikä aiheutuu fossiilisperäisten energialähteiden päästöistä.

Hiiliverotukseen liittyvistä tarkasteluista nousee esille merkittävä yleistä ilmastopoliittista pohdintaa aiheuttava seikka. Liikennesektorin taloudellisten ohjauskeinojen tulisi perustua teorian mukaisen optimaalisen ohjauksen periaatteen pohjalta tutkimuksessa todettuihin ulkoisvaikutusten haittakustannuksiin. Polttoaineiden hiilidioksidiveron tason asettamisessa valtiovarainministeriön käyttämä arvo, 50 €/tonniCO₂, on kuitenkin korkeampi kuin nyt liikennesektorille suositeltu hiilidioksiditonin yksikköarvo.

Valtiovarainministeriö on asettanut ohjauksen tason toimenpidekustannusten nojalla olettaen, että liikenteessä tarvitaan muita sektoreita korkeampi verotaso kannustamaan alati kalliimmaksi käyvien energiankulutusta ja päästöjä hillitsevien tekniikoiden käyttöönottoa. Liikennesektorin vaikutustarkastelun ja liikenteen energiankulutuksen ilmastopoliittisen ohjauksen välille muodostuu lievä arvojen ristiriita.

Hiilidioksidiverotuksen olemassaolo tarkoittaa joka tapauksessa sitä, että tieliikenteen fossiilisista polttoaineista aiheutuvien hiilidioksidipäästöjen ulkoiset kustannukset sisäistetään polttoaineverotuksen kautta. Hiilidioksidipäästöille syntyy jopa yli-kompensaatiota verotuksen kokonaistason voimakkuuden kautta. Lisäksi hiilidioksidiveroa kannetaan myös bioperäisiltä polttoaineilta, vaikka niiden käyttö ei edistä ilmastonmuutosta.

8 Terveysvaikutusten arviointi ja taloudellinen arvo

8.1 Pienhiukkaset

8.1.1 Tieliikenne

Tieliikenteen pienhiukkaspäästöille altistuva väestö (ks. taulukko 34) on arvioitu jakamalla Suomi alueisiin, joille kullekin on arvioitu hiukkasista aiheutuva pitoisuus ja altistuvat väestömäärät:

- Tieliikenteen suorat hiukkas päästöt (primäärihiukkaset)
 - Helsingin keskusta 5 x 5 km alue Helsingin niemellä
 - Muu pääkaupunkiseutu: Helsinki, Espoo, Vantaa, Kauniainen
 - Suurten kaupunkien keskusta-alue 4 x 4 km (Tampere, Turku, Oulu)
 - Suurten kaupunkien muut alueet (Tampere, Turku, Oulu)
 - Keskisuurten kaupunkien keskusta-alue 3 x 3 km (asukasluku 50 000–100 000: Joensuu, Jyväskylä, Kotka, Kouvola, Kuopio, Lahti, Lappeenranta, Pori, Rovaniemi, Vaasa)
 - Keskisuurten kaupunkien muut alueet
 - Pienten kaupunkien keskusta-alue 2 x 2 km (81 kuntaa, joiden asukasluku on 10 000–50 000)
 - Pienten kaupunkien muut alueet
 - Muut kunnat (asukasluku alle 10 000)
- Nitraatit (sekundäärihiukkaset)
 - Pääkaupunkiseutu
 - Suuret ja keskisuuret kaupungit (ks. luettelot edellä)
 - Muu Suomi Lappia lukuun ottamatta
- Sulfaatit (sekundäärihiukkaset)
 - Pääkaupunkiseutu
 - Suuret kaupungit (Tampere, Turku, Oulu)

Helsingin keskustan väestö on laskettu peruspiireittäin ja ikäluokittain Tilastokeskuksen tiedoista vuodelta 2007. Muun pääkaupunkiseudun väestö ikäluokittain on laskettu vähentämällä neljän kaupungin koko asukasluvusta Helsingin keskustan väestö.

Tampereen, Turun ja Oulun keskusta-alueen väestö on laskettu kaupunkien julkaisemista tilastoista väestöstä alueittain ja ikäluokittain vuonna 2007. Muun alueen väestö ikäluokittain kyseisissä kaupungeissa on laskettu vähentämällä keskusta-alueen väestö koko väestöstä.

Keskisuuria ja pieniä kaupunkeja on niin paljon, että kaupunkikohtainen tarkastelu ei ole ollut mahdollista. Tarkastelussa on lähdetty liikkeelle Tilastokeskuksen väestötiedoista ikäluokittain vuonna 2007. Väestö on laskettu yhteen ikäluokittain. Tämän jälkeen kaupunkikeskustojen väestömäärä on arvioitu suhteessa isojen kaupunkien keskustaväestöön. Lisäksi on otettu huomioon se, että muiden kaupunkien keskusta-alueet ovat pienempiä, 3 x 3 km keskisuurissa kaupungeissa ja 2 x 2 km pienissä kaupungeissa, kuin suurissa kaupungeissa, joissa keskusta-alue on 4 x 4 km.

Muissa kunnissa väestö on laskettu ikäluokittain suoraan Tilastokeskuksen aineistoista vuodelta 2007.

Taulukko 34. Tieliikenteen primäärihuikkasten terveysvaikutusten arvioinnissa käytetyt väestömäärät vuonna 2007.

	Kaupunkikeskusta	Muu alue
Pääkaupunkiseutu	Helsingin keskusta	
30 v –	77 268	548 964
27 v –	85 188	593 064
18–64 v	99 584	583 219
0–14 v astmaatikat	362	6 495
15 v- astmaatikat	4 437	31 030
Suuret kaupungit		
30 v –	98 263	212 503
27 v –	109 771	229 051
18–64 v	107 421	237 802
0–14 v astmaatikat	509	2 624
15 v- astmaatikat	6 042	12 447
Keskisuuret kaupungit		
30 v –	82 263	380 251
27 v –	89 605	402 087
18–64 v	81 847	385 773
0–14 v astmaatikat	429	4 264
15 v- astmaatikat	4 770	21 181
Pienet kaupungit		
30 v –	89 015	1 037 067
27 v –	95 790	1 086 881
18–64 v	83 595	991 019
0–14 v astmaatikat	552	13 040
15 v- astmaatikat	4 879	54 847
Muut kunnat		
30 v –		886 432
27 v –		919 461
18–64 v		758 968
0–14 v astmaatikat		9 303
15 v- astmaatikat		45 431
Koko maa		
30 v –	3 412 026	
27 v –	3 610 898	
18–64 v	3 329 228	
0–14 v astmaatikat	37 576	
15 v- astmaatikat	185 065	

Arvioinnissa käytettävät pienhiukkaspitoisuudet (suorat hiukkaspäästöt, sulfaatit ja nitraatit) on esitetty luvussa 4.1 ja altistus-vaikutusfunktiot taulukossa 20 (luku 5.1).

Esimerkiksi Helsingin keskustassa primäärihiukkasista johtuvat keuhkosityövän vuoksi menetetyt elinvuodet (YOLL, Years of Life Lost) arvioidaan seuraavasti:

$$0,04 \% \cdot (1,012-1) \text{ tapausta}/(\mu\text{g}/\text{m}^3) \cdot 10 \text{ YOLL}/\text{tapaus} \cdot 77\,268 \cdot 4 \\ \mu\text{g}/\text{m}^3 = 15 \text{ YOLL}$$

Kuolleisuus lasketaan ns. suhteellisenä riskinä eli tarkastellaan sitä, kuinka paljon pienhiukkaset lisäävät tietystä syystä aiheutuvaa kuolleisuutta. Tässä 0,04 % on väestön kuolleisuus keuhkosityöpään vuodessa. 1,012 on altistus-vaikutus-funktion kerroin, jonka mukaan $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lisäys pienhiukkasten pitoisuudessa kasvattaa keuhkosityöpäkuolleisuutta 1,2 %.

Keuhkosityövän vuoksi menetetyistä elinvuosista aiheutuva taloudellinen haitta Helsingin keskustassa arvioidaan seuraavasti:

$$15 \text{ YOLL} \cdot 55\,000 \text{ €/YOLL} = 815\,947 \text{ €/v}$$

Kuolleisuutta arvioidessa tarkastelu siis suhteutetaan tietystä syystä johtuvaan kuolleisuuteen. Muiden terveysvaikutusten kohdalla tarkastelu on yksinkertaisempi eli laskenta tapahtuu seuraavasti:

$$\text{Altistus-vaikutusfunktion kerroin} \cdot \text{väestö} \cdot \text{pitoisuus} = \text{tapaukset}/\text{vuodessa}$$

Arvio tieliikenteen pienhiukkasten terveysvaikutuksista alueittain on esitetty taulukossa 35 ja arvio haittakustannuksista taulukossa 36. Haittojen arvo on noin 170 milj. €/v (vuoden 2010 hinnoissa). Kustannuksista huomattavasti suurempi osa aiheutuu primäärihiukkasista kuin sekundäärihiukkasista, joskin myös nitraateista aiheutuu merkittäviä kustannuksia. Vaikka kuolleisuuden arvottamisessa käytetty yksikköarvo on aiempaa alhaisempi, suurimmat kustannukset aiheutuvat edelleen kuolleisuudesta, joka johtuu sydän-verisuoni ja keuhkosairauksista sekä keuhkosityövästä. Myös uudet krooniset keuhkoputkentulehdustapaukset ja työikäisen väestön rajoittunut toimintakyky muodostavat merkittävän osan haittoista. Astmaatikkojen oireilu ei muodosta kovin suurta osaa kokonaiskustannuksista johtuen siitä, että astmaatikkojen osuus väestöstä on melko pieni. Noin 40 % kustannuksista aiheutuu pääkaupunkiseudulla, jossa on korkein väestötiheys ja paljon liikennettä.

Taulukko 35. Tieliikenteen pienhiukkasten terveysvaikutukset vuonna 2007.

Terveysvaikutus	Primäärihiukkaset									Sulfaatit	Nitraatit	Yhteensä
	Pääkaupunkiseutu		Suuret kaupungit		Keskikokoiset kaupungit		Pienet kaupungit		Muut kunnat	Kaikki tarkastelualueet	Kaikki tarkastelualueet	
	HKI keskusta	Muut alueet	Keskusta	Muut alueet	Keskusta	Muut alueet	Keskusta	Muut alueet				
Sydän-verisuoni- ja keuhkosairauksien vuoksi menetetyt elinvuodet (YOLL/v)	100	355	95	103	27	74	23	168	57	8	131	1 141
Keuhkosityövän vuoksi menetetyt elinvuodet (YOLL/v)	15	53	14	15	4	11	3	25	9	1	19	169
Krooninen keuhkoputken tulehdus, (uusia tapauksia vuodessa)	18	63	18	18	5	13	4	29	10	2	23	202
Rajoittuneen toimintakyvyn päivä (pv/v)	34 138	98 945	27 237	30 289	6 901	19 594	5 638	41 925	12 774	2 421	35 465	315 327
Lääkkeiden käyttö, aikuiset astmaatikot (tapausta/v)	4 827	16 880	4 930	5 078	1 298	3 457	1 062	7 459	2 471	405	6 137	54 005
Yskäpäivä, aikuiset astmaatikot (pv/v)	4 969	17 377	5 075	5 228	1 336	3 558	1 093	7 679	2 544	417	6 318	55 594
Alahengitystieoireet, aikuiset astmaatikot (pv/v)	1 792	6 268	1 831	1 886	482	1 284	394	2 770	918	151	2 279	20 053
Lääkkeiden käyttö, lapsiastmaatikot (tapausta/v)	187	1 676	197	508	55	330	57	841	240	36	564	4 691
Yskäpäivä, lapsiastmaatikot (pv/v)	323	2 897	340	878	96	571	98	1 454	415	63	976	8 109
Alahengitystieoireet, lapsiastmaatikot (pv/v)	249	2 234	262	677	74	440	76	1 121	320	48	753	6 255

YOLL = Menetetty elinvuosi (Years of Life Lost)

Taulukko 36. Tieliikenteen pienhiukkasten terveysvaikutusten kustannukset vuonna 2007, euroa/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

Euroa/vuosi	Primäärihiukkaset									Sulfaatit	Nitraatit	Yhteensä
	Pääkaupunkiseutu		Suuret kaupungit		Keskikokoiset kaupungit		Pienet kaupungit		Muut kunnat			
	HKI keskusta	Muut alueet	Keskusta	Muut alueet	Keskusta	Muut alueet	Keskusta	Muut alueet				
Sydän-verisuoni- ja keuhkosairaus	5 497 440	19 528 857	5 243 389	5 669 698	1 463 203	4 058 120	1 266 652	9 223 153	3 153 393	463 420	7 194 616	62 761 940
Keuhkosityöpä	815 947	2 898 532	778 240	841 514	217 173	602 318	188 000	1 368 928	468 036	68 782	1 067 846	9 315 316
Krooninen keuhkoputken tulehdus	3 632 411	12 644 127	3 510 486	3 662 521	955 191	2 571 748	816 899	5 793 075	1 960 291	301 203	4 617 478	40 465 428
Rajoittuneen toimintakyvyn päivä	5 086 513	14 742 744	4 058 374	4 513 050	1 028 223	2 919 569	840 058	6 246 848	1 903 337	360 792	5 284 272	46 983 780
Lääkkeiden käyttö, aikuiset astmaatikot	79 644	278 525	81 346	83 793	21 409	57 037	17 519	123 078	40 779	6 689	101 267	891 086
Yskäpäivä, aikuiset astmaatikot	99 378	347 536	101 501	104 555	26 714	71 170	21 860	153 573	50 883	8 346	126 358	1 111 872
Alahengitystieoireet, aikuiset astmaatikot	279 607	977 817	285 582	294 172	75 161	200 241	61 504	432 088	143 162	23 482	355 517	3 128 332
Lääkkeiden käyttö, lapsiastmaatikot	3 085	27 648	3 247	8 377	912	5 446	939	13 878	3 960	598	9 313	77 403
Yskäpäivä, lapsiastmaatikot	13 576	121 659	14 288	36 861	4 014	23 963	4 133	61 065	17 426	2 630	40 982	340 597
Alahengitystieoireet, lapsiastmaatikot	38 395	344 064	40 409	104 245	11 351	67 770	11 689	172 698	49 283	7 437	115 901	963 243
Yhteensä	15 545 997	51 911 509	14 116 862	15 318 784	3 803 351	10 577 382	3 229 253	23 588 383	7 790 550	1 243 378	18 913 550	166 038 999

8.1.2 Rautatieliikenne

Tarkastelu on suoritettu erikseen diesel- ja sähkövetoiselle rautatieliikenteelle.

Dieselvetoisen rautatieliikenteen primäärihiukkasten terveysvaikutuksia on arvioitu erikseen ratapihojen välittömässä läheisyydessä (1-1,5 km säteellä) ja muualla asemakaupunkien alueella. LIPASTO:sta ei ole suoraan saatavissa hiukkaspäästötietoja ratapihoittain. Koska hiukkaspäästöt kuitenkin korreloivat vaihtoveturitunteihin, joista tiedot on helposti saatavilla, tarkempaan tarkasteluun on otettu ne ratapihat, joilla nämä ovat suurimmat (ks. liite 3). Tarkastelu on ollut yksityiskohtaisin 23 ratapihalla ja karkeampaan tarkasteluun on otettu lisäksi 34 ratapihaa. Tarkastelun ulkopuolelle on jäänyt 64 ratapihaa, joiden vaihtoveturitunnit ovat enimmilläänkin 10 % vilkkaimpien pihojen määrästä (ks. liite 3).

Ratapihojen ympäristön väestö on arvioitu käyttäen hyväksi kaupunkien julkaisemia väestötietoja alueittain ja ikäryhmittäin silloin kun sellainen tieto on ollut käytettävissä. Kun tätä tietoa ei ole ollut, väkiluvun arvioinnissa on käytetty Tilastokeskuksen julkaisemaa tilastoa väestöstä postinumeroalueittain. Tämä kokonaismäärä on jaoteltu altistus-vaikutusfunktioiden käyttämille ikäryhmille valtakunnallisen ikäjakautuman suhteessa.

Sähkövetoisen rautatieliikenteen primääristen hiukkaspäästöjen vaikutuksia on arvioitu tarkastelemalla koko maan väestöä yhtenä kokonaisuutena ilman aluejakoja. Tarkastelu kattaa koko sähkövetoisen rautatieliikenteen.

Sekä diesel- että sähkövetoisen rautatieliikenteen primääristen hiukkasten arvioinnissa käytettävät pitoisuudet on esitetty luvussa 4.1 ja altistus-vaikutusfunktiot taulukossa 20 (luku 5.1).

Dieselvetoisen liikenteen primäärihiukkasten vaikutukset ja kustannukset on esitetty taulukossa 37 ja sähkövetoisen liikenteen taulukossa 38. Dieselvetoiselle liikenteelle näitä kustannuksia on arvioitu syntyvän noin 4 milj. €/v, mutta sähkövetoiselle liikenteelle vain 11 000 €/v hyvin alhaisesta pitoisuudesta johtuen.

Primäärihiukkasten lisäksi vaikutuksia syntyy sekundäärisistä hiukkasista (sulfaatit ja nitraatit). Koska rautatieliikenteen rikki- ja NO_x-päästöt eivät ole kovin korkeat muihin päästölähteisiin verrattuna, näille ei ole erikseen arvioitu pitoisuuksia. Täten vaikutusten määrällinen arviointi ei myöskään ole mahdollista. Sen sijaan vaikutusten suuruusluokkaa on kartoitettu hyödyntäen päästötietoja ja muille liikennemuodoille laskettuja yksikkökustannuksia.

Nitraattien haittaa on arvioitu käyttämällä tieliikenteen nitraattien päästökustannusta 375 €/tonni_{NO_x}, mikä saadaan jakamalla tieliikenteen nitraattien haitat NO_x-päästöillä. 90 % rautatieliikenteen NO_x-päästöistä aiheutuu dieselvetoisesta liikenteestä, jossa vaikutukset todennäköisesti jossain määrin painottuvat vilkkaimpiin asemakaupunkeihin. Vesiliikenteen vastaava päästökustannus olisi 107 €/tonni_{NO_x}. Nitraattien terveysvaikutusten kustannuksiksi muodostuu noin 1 milj. €/v vuoden 2010 hinnoissa (taulukko 39). Vesiliikenteen yksikkökustannuksella arvioituna kustannukset olisivat 0,3 milj. euroa vuodessa.

Sulfaattien haittaa on arvioitu käyttämällä vesiliikenteelle arvioitua päästökustannusta 345 €/tonni_{SO₂} (taulukko 67). Rautatieliikenteelle kohdistuvat rikkipäästöt aiheutu-

vat lähes yksinomaan sähköntuotannosta, joka ei todennäköisesti aiheuta kovinkaan korkeita sulfaattipitoisuuksia taajamissa. Valitulla yksikköarvolla sulfaattien terveysvaikutusten kustannuksiksi muodostuu noin 70 000 €/v vuoden 2010 hinnoissa (taulukko 39).

Taulukko 37. Dieselvetoisen rautatieliikenteen primääristen pienhiukkasten terveysvaikutukset ja kustannukset vuonna 2007, euroa/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

Terveysvaikutus	Ratapihan lähiympäristö ¹			Asemakaupunki			Yhteensä	
	Väestö	Tapauksia/ YOLL	Kustannukset, euroa	Väestö	Tapauksia/ YOLL	Kustannukset, euroa	Tapauksia/ YOLL	Kustannukset, euroa
Sydän-verisuoni- ja keuhkosairauksien vuoksi menetetyt elinvuodet (YOLL/v)	210 662	7	374 704	1 286 824	21	1 144 437	28	1 519 141
Keuhkosityövän vuoksi menetetyt elinvuodet (YOLL/v)	210 662	1	55 615	1 286 824	3	169 861	4	225 475
Krooninen keuhkoputken tulehdus (uusia tapauksia vuodessa)	228 579	1	243 665	1 375 649	4	733 221	5	976 886
Rajoittuneen toimintakyvyn päivä (pv/v)	221 203	1 872	278 884	1 321 812	5 598	834 096	7 470	1 112 979
Lääkkeiden käyttö, aikuiset astmaatikat (tapauksia/v)	12 232	333	5 490	71 964	979	16 149	1 311	21 639
Yskäpäivä, aikuiset astmaatikat (pv/v)	12 232	343	6 850	71 964	1 007	20 150	1 350	27 000
Alahengitystieoireet, aikuiset astmaatikat (pv/v)	12 232	124	19 273	71 964	363	56 693	487	75 967
Lääkkeiden käyttö, lapsiastmaatikat (tapauksia/v)	1 571	20	334	13 462	87	1 433	107	1 767
Yskäpäivä, lapsiastmaatikat (pv/v)	1 571	35	1 471	13 462	150	6 304	185	7 775
Alahengitystieoireet, lapsiastmaatikat (pv/v)	1 571	27	4 161	13 462	116	17 829	143	21 990
Yhteensä			990 447			3 000 172		3 990 619

¹ 1-1,5 kilometrin säteellä ratapihasta.

YOLL = Menetetyt elinvuodet (Years of Life lost)

Taulukko 38. Sähkövetoisen rautatieliikenteen primääristen pienhiukkasten terveysvaikutukset ja niiden kustannukset vuonna 2007 (vuoden 2010 hinnoissa).

Terveysvaikutus	Väestö	Primäärihiukkaset	
		Tapauksia/ YOLL	Kustannukset €/vuosi
Sydän-verisuoni- ja keuhkosairauksien vuoksi menetetyt elinvuodet (YOLL/v)	3 412 026	0,1	4 412
Keuhkosityövän vuoksi menetetyt elinvuodet (YOLL/v)	3 412 026	0,01	655
Krooninen keuhkoputken tulehdus (uusia tapauksia/v)	3 610 898	0,01	2 798
Rajoittuneen toimintakyvyn päivä (pv/v)	3 329 228	20	3 050
Lääkkeiden käyttö, aikuiset astmaatikat (tapauksia/v)	185 065	4	60
Yskäpäivä, aikuiset astmaatikat (pv/v)	185 065	4	75
Alahengitystieoireet, aikuiset astmaatikat (pv/v)	185 065	1	212
Lääkkeiden käyttö, lapsiastmaatikat (tapauksia/vuosi)	37 576	0,4	6
Yskäpäivä, lapsiastmaatikat (pv/v)	37 576	0,6	26
Alahengitystieoireet, lapsiastmaatikat (pv/v)	37 576	0,5	72
Yhteensä			11 367

1 1-1,5 kilometrin säteellä ratapihasta.

YOLL = Menetetyt elinvuodet (Years of Life lost)

Rautatieliikenteen hiukkasten yhteenlasketuiksi terveysvaikutusten kustannuksiksi saadaan 5,1 milj. €/v (taulukko 39). Valtaosa aiheutuu dieselvetoisen rautatieliikenteen primäärisistä hiukkaspäästöistä.

Taulukko 39. Rautatieliikenteen pienhiukkasten terveysvaikutusten kustannukset yhteensä vuonna 2007, milj. euroa/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

	Diesel milj. €/vuosi	Sähkö milj. €/vuosi	Yhteensä milj. €/vuosi
Primäärihiukkaset	3,991	0,011	4,002
Sulfaatit	0,001	0,067	0,067
Nitratit	0,941	0,088	1,029
Kaikki hiukkaset yhteensä	4,932	0,166	5,098

8.1.3 Vesiliikenne

Vesiliikenteen (kauppamerenkulku) tarkastelu on jaettu meriliikenteen ja sisävesiliikenteen tarkasteluun, mutta pääpaino tarkastelussa oli meriliikenteessä.

Meriliikenteen suorien hiukkaspäästöjen terveysvaikutuksia on arvioitu erikseen satamien välittömässä läheisyydessä (2 km säteellä) ja muualla satamakaupungin alueella. Tarkastelu on ollut yksityiskohtaisin niissä 22 satamassa, joissa hiukkaspäästöt ovat LIPASTO:n mukaan suurimmat ja lisäksi tarkastelussa on ollut mukana 9 muuta satamaa (ks. liite 3). Tarkastelua ei ole tehty 14 meriliikenteen satamassa, joissa hiukkaspäästöt ovat pienimmät, enintään noin 200 kg vuodessa.

Satama-alueen väestö on arvioitu käyttäen hyväksi kaupunkien julkaisemia väestötietoja alueittain ja ikäryhmittäin silloin kun sellainen tieto on ollut käytettävissä. Kun tätä tietoa ei ole ollut, väkiluvun arvioinnissa on käytetty Tilastokeskuksen julkaisemaa tilastoa väestöstä postinumeroalueittain. Tämä kokonaismäärä on jaoteltu altistus-vaikutusfunktioiden käyttämille ikäryhmille valtakunnallisen ikäjakauman suhteessa.

Satamakaupungin muu väestö on arvioitu pääsääntöisesti käyttämällä Tilastokeskuksen tietoja kaupungin koko väestöstä ja vähentämällä tästä satama-alueen väestö. Menetelmästä on poikettu sataman ollessa hyvin kaukana taajamasta (mm. Porvoon Sköldvik ja Hangon Lappohja).

Vesiliikenteen sekundäärihiukkasille (sulfaateille ja nitraateille) on arvioitu altistuvan yhteensä noin 1,6 miljoonaa rannikkoseudun asukasta välillä Pori-Kotka sekä Ahvenanmaalla. Tarkastelussa on alue, joka ulottuu rannikolta noin 30 kilometrin päähän. Osa Perämeren alueesta on rajattu tarkastelun ulkopuolelle yliarvion välttämiseksi, sillä pitoisuudet ovat siellä alhaisempia kuin vilkkaammin liikennöidyllä Suomenlahdella ja Turun seudulla.

Taulukko 40. Kauppamerenkulun pienhiukkasten terveysvaikutusten arvioinnissa käytetyt väestömäärät.

	Primäärihiukkaset		Sulfaatit	Nitraatit
	Satama ¹	Satamakau- punki	Rannikko ²	Rannikko ²
Sydän-verisuoni- ja keuhkosairaudet	141 930	645 478	1 010 240	1 010 240
Keuhkosityöpä	141 930	645 478	1 010 240	1 010 240
Krooninen keuhkoputken tulehdus	153 779	695 942	1 084 630	1 084 630
Rajoittuneen toimintakyvyn päivä	162 531	664 542	1 338 863	1 338 863
Lääkkeiden käyttö, aikuiset astmaatikat	8 161	36 399	56 237	56 237
Yskäpäivä, aikuiset astmaatikat	8 161	36 399	56 237	56 237
Alahengitystieoireet, aikuiset astmaatikat	8 161	36 399	56 237	56 237
Lääkkeiden käyttö, lapsiastmaatikat	1 019	6 716	11 423	11 423
Yskäpäivä, lapsiastmaatikat	1 019	6 716	11 423	11 423
Alahengitystieoireet, lapsiastmaatikat	1 019	6 716	11 423	11 423

¹ Kahden kilometrin säteellä satamasta.

² Välillä Pori-Kotka 30 km sisällä rannikosta sekä Ahvenanmaa.

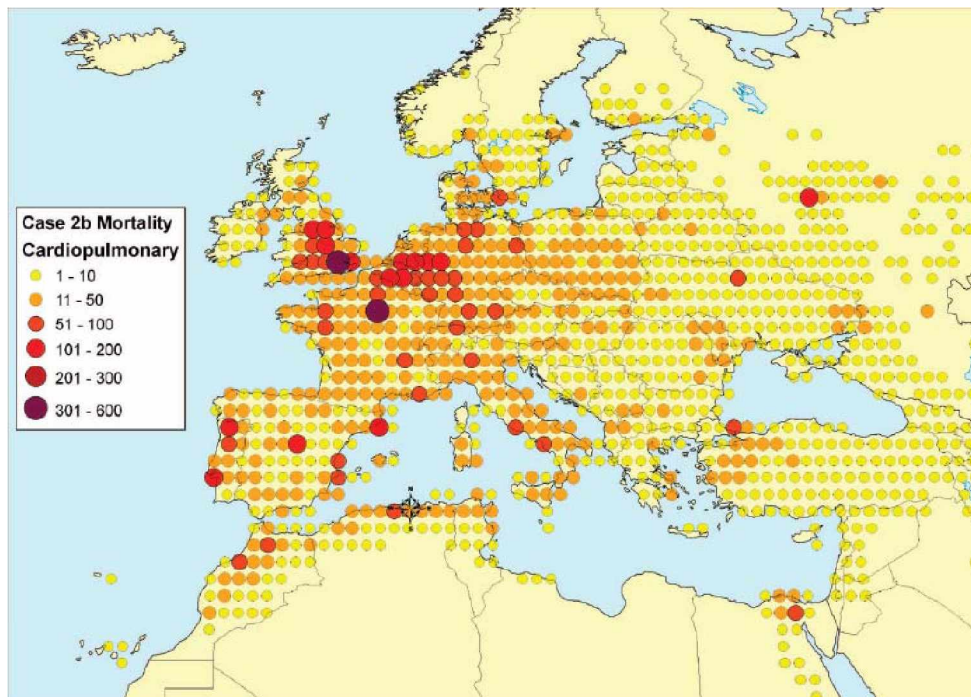
Arvioinnissa käytettävät pitoisuudet on esitetty luvussa 4.1 ja altistus-vaikutusfunktiot taulukossa 20 (luku 5.1). Altistuvat väestömäärät on koottu taulukkoon 40.

Meriliikenteen hiukkaspäästöjen (primääriset ja sekundääriset) vaikutukset ja niiden kustannukset on esitetty taulukossa 41. Vaikutuksista ja kustannuksista hieman suurempi osa muodostuu sekundääristen hiukkasten (sulfaattien ja nitraattien) kautta. Suorien hiukkaspäästöjen merkitys jää vähäisemmäksi, mikä selittyy mm. satamien sijainnilla ja sillä, että sulfaateille ja nitraateille altistuu suurempi väestömäärä. Meriliikenteen pienhiukkasten kustannuksiksi on arvioitu yhteensä noin 17 milj. euroa vuodessa (vuoden 2010 hinnoissa).

Pitoisuustarkastelussa on ollut mukana vain laivaliikenne (kauppamerenkulku). Se vastasi 73 %:sta kaikista vesiliikenteen primäärisistä hiukkaspäästöistä vuonna 2007. Käytännössä kaikki rikkipäästöt syntyivät kauppamerenkulusta, mutta NO_x-päästöissä osuus oli 86 %. Käyttämällä vesiliikenteen päästötietoja ja taulukossa 67 arvioituja yksikkökustannuksia, muun vesiliikenteen kuin kauppamerenkulun suorista hiukkaspäästöistä voisi aiheutua noin 1,6 milj. euron ja nitraateista noin 0,9 milj. euron vuotuinen kustannus (vuoden 2010 hinnoissa).

Tuloksille löytyy vertailuaineistoa mm. Corbettin ym. (2007) tutkimuksesta, jossa tarkasteltiin hiukkasten aiheuttamaa kuolleisuutta eri skenaarioissa, joissa varioitiin päästöjen tietolähdettä ja tarkasteltavia hiukkasia. Kuvassa 8 on esitetty tulokset,

joissa on mukana vesiliikenteen kaikki hiukkaset (suorat hiukkaspäästöt ja sulfaatti) perustuen päästöinventaarioon, jonka lähteenä oli Automated Mutual Assistance Vessel Rescue System (AMVER). Kuolemanriskiä lisäävistä terveysvaikutuksista tarkasteltiin sydän-verisuoni- ja keuhkosairauksia sekä keuhkosityöpää yli 30-vuotiaassa väestössä. Altistus-vaikutusfunktiot otettiin American Cancer Societyn kohorttitutkimuksesta (Pope ym. 2002), joka on yksi myös tämän selvityksen altistus-vaikutusfunktioiden lähteistä. Tutkimuksessa Suomelle vesiliikenteen hiukkaspäästöistä aiheutuvia kuolemantapauksia on arvioitu olevan melko vähän muihin Euroopan maihin verrattuna. Koska kuvan tulokset eivät ole kovin yksityiskohtaisia, vertailu nyt laskettuihin tuloksiin (129 menetettyä elinvuotta per vuosi) ei ole aivan selkeää, mutta ne näyttäisivät olevan suunnilleen samaa suuruusluokkaa.



Kuva 8. Vuotuinen vesiliikenteen $PM_{2.5}$ -päästöjen aiheuttama kuolleisuus Euroopassa ja Välimeren alueella (Corbett ym. 2007).

Taulukko 41. Kauppamerenkulun pienhiukkasten terveysvaikutukset ja kustannukset vuonna 2007 (vuoden 2010 hinnoissa).

Terveysvaikutus	Primäärihiukkaset				Sulfaatit		Nitraatit		Yhteensä	
	Satama ¹		Satamakaupunki ²		Rannikko ³		Rannikko ³			
	Tapauk- sia/ YOLL	Kustan- nukset €/vuosi	Tapauk- sia/ YOLL	Kustan- nukset €/vuosi	Tapauk- sia/ YOLL	Kustan- nukset €/vuosi	Tapauk- sia/ YOLL	Kustan- nukset €/vuosi	Tapauk- sia/ YOLL	Kustan- nukset €/vuosi
Sydän-verisuoni- ja keuhkosaira- uksien vuoksi menetetyt elinvuo- det (YOLL/v)	9	504 903	21	1 148 112	39	2 156 297	42	2 335 988	112	6 145 300
Keuhkosityövän vuoksi menetetyt elinvuodet (YOLL/v)	1	74 939	3	170 406	6	320 044	6	346 714	17	912 104
Krooninen keuhkoputken tulehdus (uusia tapauksia/v)	2	327 856	4	741 874	7	1 387 459	8	1 503 080	20	3 960 270
Rajoittuneen toimintakyvyn päivä (pv/v)	2 767	412 314	5 627	838 355	13 810	2 057 728	14 961	2 229 205	37 165	5 537 602
Lääkkeiden käyttö, aikuiset ast- maatikot (tapauksia/v)	444	7 325	990	16 336	1 836	30 287	1 989	32 811	5 258	86 760
Yskäpäivä, aikuiset astmaatikot (pv/v)	457	9 141	1 019	20 383	1 890	37 792	2 047	40 941	5 413	108 256
Alahengitystieoireet, aikuiset ast- maatikot (pv/vg)	165	25 718	368	57 350	682	106 329	738	115 190	1 952	304 587
Lääkkeiden käyttö, lapsiastmaati- kot (tapauksia/v)	26	434	87	1 429	177	2 918	192	3 161	481	7 942
Yskäpäivä, lapsiastmaatikot (pv/v)	45	1 910	150	6 290	306	12 838	331	13 908	832	34 946
Alahengitystieoireet, lapsiastmaa- tikot (pv/v)	35	5 401	116	17 789	236	36 308	255	39 333	642	98 831
Yhteensä		1 369 941		3 018 325		6 147 999		6 660 332		17 196 598

¹ Kahden kilometrin säteellä satamasta.² Muu osa satamakaupungista.³ Noin 30 km sisällä rannikosta välillä Pori-Kotka sekä Ahvenanmaa.

YOLL = Menetetyt elinvuodet (Years of Life lost)

Sisävesiliikenteen päästöt ovat hyvin pienet meriliikenteeseen nähden (ks. taulukko 10). Tämän vuoksi niiden kustannuksista esitetään tässä vain hyvin karkea esimerkkilaskelma lähtien liikkeelle meriliikenteelle tehdystä vaikutusarviosta. Taulukossa 42 on ensin arvioitu meriliikenteen päästöjen haittakustannukset päästötonnia kohden hiukkasille, rikkidioksidille ja typen oksideille. Tämän jälkeen näillä on kerrottu sisävesiliikenteen päästömäärät. Haittojen kustannuksiksi muodostuu vain noin 16 000 euroa (vuoden 2010 hinnoissa), joten näitä ei sisällytetä jatkotarkasteluihin.

Taulukko 42. Sisävesiliikenteen päästöt ja terveysvaikutusten kustannukset vuonna 2007 (vuoden 2010 hinnoissa).

	Hiukkaset	SO ₂	NO _x	Yhteensä
Sisävesiliikenteen päästöt, t/v	1,1	19	49	
Meriliikenteen päästöt, t/v	1 455	17 783	53 786	
Tonnihaitta meriliikenteestä, €/t	3 016	346	124	
Sisävesiliikenteen kustannukset, €/v	3 318	6 569	6 068	15 954

8.1.4 Pienhiukkasten terveysvaikutusten kustannukset yhteensä

Liikenteen pienhiukkasten terveysvaikutusten kustannuksiksi yhteensä muodostuu noin 190 milj. euroa vuodessa (vuoden 2010 hinnoissa). Kustannuksista suurin osa aiheutuu tieliikenteen primäärihiukkasista. Tuloksissa on mukana tieliikenteen ns. katupölyn vaikutusten kustannuksia vain siltä osin kuin katupöly koostuu pienhiukkasista. Täten kokonaishaitta voi olla jossain määrin suurempi kuin tässä on arvioitu.

Taulukko 43. Liikenteen pienhiukkasten terveysvaikutusten kustannukset vuonna 2007, milj. euroa/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

	Tieliikenne milj. €/vuosi	Rautatie- liikenne milj. €/vuosi	Kauppa- merenkulku ¹ milj. €/vuosi	Yhteensä milj. €/vuosi
Primäärihiukkaset	145,88	4,00	4,39	154,27
Sulfaatit	1,24	0,07	6,15	7,46
Nitraatit	18,91	1,03	6,66	26,60
Kaikki pienhiukkaset yhteensä	166,04	5,10	17,20	188,33

¹ Muun vesiliikenteen primäärihiukkasten kustannuksiksi on arvioitu karkeasti noin 1,6 milj. euroa ja nitraattien kustannuksiksi noin 0,9 milj. euroa. Sulfaatteja ei juuri synny muusta vesiliikenteestä kuin kaupamerenkulusta.

8.2 Otsoni

Koska otsonipitoisuudet/kertymä on arvioitu ajanjaksolle 2005–2009, altistuva väestömäärä otetaan ajanjakson puolivälistä vuodelta 2007 (taulukko 44). Haja-asutusalueilla otsonipitoisuudet ovat suurempia kuin kaupunkikeskustoissa. 76 % väestöstä asuu kaupungeissa.

Taulukko 44. Otsonin terveysvaikutusten arvioinnissa käytettävät väestömäärät.

Vuosi	Kaupunki	Haja-asutusalue	Yhteensä
Yli 30-v väestö	2 589 728	822 298	3 412 026
Työikäinen väestö 16–64 v	2 526 884	802 344	3 329 228
Lapset 5–14 v	457 648	145 314	602 962

Otsonin terveysvaikutukset ja niiden kustannukset on arvioitu taulukossa 45. Taulukko sisältää koko vallitsevan otsonipitoisuuden vaikutukset ja kustannukset. Kustannusten kohdistaminen eri liikennemuotojen päästöille on esitetty taulukossa 46.

Arvioinnissa on käytetty taulukossa 20 (luku 5.1) esitettyjä altistus-vaikutusfunktioita ja taulukossa 15 (luku 4.2) esitettyjä otsonipitoisuuksia.

Kustannusten yksikköarvot on määritelty luvussa 6.2.

Esimerkiksi kaupungeissa otsonista johtuvat työikäisen väestön lievästi rajoittuneen toimintakyvyn päivät arvioidaan seuraavasti:

$$0,0115 \text{ päivää}/(\mu\text{g}/\text{m}^3) \cdot 2\,526\,884 \cdot 4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 141\,076 \text{ päivää}$$

Tästä aiheutuva taloudellinen haitta arvioidaan seuraavasti:

$$141\,076 \text{ päivää} \cdot 24 \text{ €/päivä} = 3\,385\,831 \text{ €}$$

Vaikutukset ja kustannukset on arvioitu vallitsevalle otsonipitoisuudelle SOMO₃₅-indeksillä laskettuna. Kustannukset tulee kuitenkin tässä selvityksessä kohdistaa liikenteelle ja eri liikennemuodoille. Tämä on tehty taulukossa 46 hyödyntämällä arvioita kotimaisten päästöjen osuudesta otsonia muodostavissa päästöissä sekä NO_x- ja VOC-päästöjen (ml. CH₄) osuudesta kotimaisten päästöjen otsonin muodostuksessa. Tiedot ovat peräisin EMEP:stä¹⁷ (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe). Kun kotimaisten NO_x- ja VOC-päästöjen (ml. CH₄) osuus päästökustannuksista on arvioitu, se on jyvitetty eri liikennemuodoille syntyneiden päästöjen suhteessa.

Liikenteen päästöistä muodostuvan otsonin terveysvaikutusten kustannuksiksi yhteensä saadaan taulukon 46 oletuksilla 1,3 milj. euroa vuodessa (vuoden 2010 hinnoissa).

¹⁷ <http://www.emep.int/>

Taulukko 45. Otsonin (koko vallitseva pitoisuus) terveysvaikutukset ja niiden kustannukset vuonna 2007 (vuoden 2010 hinnoissa).

Kaupunkiympäristö

Terveysvaikutus	Yksikkö-kustannus €/tapaus tai €/YOLL	Kerroin 1/μ/m ³	Väestö	Pitoisuus μ/m ³	Tapauksia/ YOLL vuodessa	Kustannukset €/v
Elinvuosien menetys (YOLL/v)	55 000	0,0000027 ¹	2 589 728	4,9	34	1 887 775
Lievästi rajoittuneen toimintakyvyn päivä (pv/v)	24	0,0115	2 526 884	4,9	141 076	3 385 831
Lasten yskäpäivä (pv/v)	42	0,093	457 648	4,9	206 626	8 678 303
Alahengitystieoireilu, lapset (pv/v)	154	0,016	457 648	4,9	35 549	5 474 485
Yhteensä						19 426 394

YOLL = Menetetty elinvuodet (Years of Life lost)

¹ Kerroin ottaa huomioon kokonaiskuolleisuuden 0,91 % ja otsonin aiheuttaman lisäyksen 0,03 % per μg/m³.

Haja-asutusalue

Terveysvaikutus	Yksikkö-kustannus €/tapaus tai €/YOLL	Kerroin 1/μ/m ³	Väestö	Pitoisuus μ/m ³	Tapauksia/ YOLL vuodessa	Kustannukset €/v
Elinvuosien menetys (YOLL/v)	55 000	0,0000027 ¹	822 298	6,8	15	839 245
Lievästi rajoittuneen toimintakyvyn päivä (pv/v)	24	0,0115	802 344	6,8	62 718	1 505 232
Lasten yskäpäivä (pv/v)	42	0,093	145 314	6,8	91 859	3 858 097
Alahengitystieoireilu, lapset (pv/v)	154	0,016	145 314	6,8	15 804	2 433 782
Yhteensä						8 636 355

YOLL = Menetetty elinvuodet (Years of Life lost)

¹ Kerroin ottaa huomioon normaalin kuolleisuuden 0,91 % ja otsonin aiheuttaman lisäyksen 0,03 % per μg/m³.

Yhteensä

Terveysvaikutus	Tapauksia tai YOLL vuodessa	Kustannukset €/v
Elinvuosien menetys (YOLL/v)	50	2 727 020
Lievästi rajoittuneen toimintakyvyn päivä (pv/v)	203 794	4 891 063
Lasten yskäpäivä (pv/v)	298 486	12 536 400
Alahengitystieoireilu, lapset (pv/v)	51 352	7 908 267
Yhteensä		28 062 750

Taulukko 46. Eri liikennemuotojen osuus otsonin muodostumisesta ja terveysvaikutusten kustannuksista vuonna 2007, euroa/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

	NO _x	VOC ja CH ₄	Yhteensä
Otsonin terveyshaittojen kustannukset yhteensä, €/v			28 062 750
Kotimaiset päästöt otsonin muodostuksessa ¹			10 %
Kotimaisten päästöjen osuus, €/v			2 806 275
Osuudet otsonin muodostumisessa	70 % ²	30 % ²	
Osuus kustannuksista, €/v	1 964 392	841 882	2 806 275
Kotimaiset päästöt yhteensä, t/v	184 038	346 791	
Tieliikenteen päästöt, t/v	50 456	24 189	
Rautatieliikenteen päästöt, t/v	2 750	162	
Vesiliikenteen päästöt t/v	62 225	10 874	
Tieliikenteen kustannukset, €/v	538 559	58 722	597 281
Rautatieliikenteen kustannukset, €/v	29 353	393	29 746
Vesiliikenteen kustannukset, €/v	664 180	26 398	690 587
Kauppamerenkulun osuus	574 103	3 727	577 830
Muun vesiliikenteen osuus	90 077	22 671	112 748
Liikenteen kustannukset yhteensä, €/v	1 232 092	85 513	1 317 606

¹ Norwegian Meteorological Institute (2009)

² Tuovinen (2012) EMEP:n MSC-W:n ilmakemia-kulkeutumismallin perusteella

9 Ilmastonmuutoksen taloudellinen arvo

Seuraavassa esitetään arvio liikenteen kasvihuonekaasupäästöjen haittakustannuksista vuonna 2007 (vuoden 2010 hinnoissa). Päästöjen haitat on arvioitu käyttämällä yksikkökustannusta 37 €/tonniCO₂. Päästötiedot on otettu VTT:n LIPASTO-tietokannasta (taulukko 47). Metaanipäästöt (CH₄) on muutettu hiilidioksidiekvivalenteiksi käyttämällä ekvivalenttikerrointa 21 ja typpioksiduulipäästöt (N₂O) ekvivalenttikerrointa 310. Tie-, vesi- ja rautatieliikenteen kasvihuonekaasujen kustannuksiksi arvioidaan taulukon 49 mukaan vuonna 2007 yhteensä noin 600 milj. euroa (vuoden 2010 hinnoissa). Tieliikenteen osuus tästä on 77 %, vesiliikenteen 21 % ja rautatieliikenteen 2 %.

Taulukko 47. Liikenteen kasvihuonekaasupäästöt vuonna 2007, tonnia/vuosi (Mäkelä ym. 2008a, 2008b ja 2009c).

Päästöt 2007, tonnia	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Tieliikenne	12 318 480	1 443	537 ¹
Vesiliikenne	3 411 395	445	85
Rautatieliikenne	233 396	20	17
Yhteensä	15 963 988	1 908	639

¹ Tieliikenteen typpioksiduulille on käytetty LIPASTO:ssa vuonna 2008 korjattujen kertoimien mukaista määrää.

Taulukko 48. Liikenteen kasvihuonekaasupäästöt hiilidioksidiekvivalenteina vuonna 2007, tonnia/vuosi.

Päästöt 2007, tonnia	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Tieliikenne	12 318 480	30 303	166 470
Vesiliikenne	3 411 395	9 345	26 350
Rautatieliikenne	233 396	420	5 270
Yhteensä	15 963 271	40 068	198 090

Taulukko 49. Liikenteen kasvihuonekaasupäästöjen kustannukset vuonna 2007, milj. euroa/vuosi (vuoden 2010 hintatasossa).

Milj. euroa	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Yhteensä
Tieliikenne	455,784	1,121	6,159	463,064 (77 %)
Vesiliikenne, josta	126,222	0,346	0,975	127,542 (21 %)
Kauppamerenkulku	106,469	0,162	0,840	107,471 ¹
Muu vesiliikenne	19,753	0,184	0,136	20,073
Rautatieliikenne	8,636	0,016	0,195	8,846 (2 %)
Yhteensä	590,641	1,483	7,329	599,453 (100 %)

¹ Sisävesiliikenteen osuus näistä kustannuksista on noin 80 000 euroa.

10 Kasvillisuusvaikutusten arviointi ja taloudellinen arvo

10.1 Viljelykasvit

Taulukossa 50 on esitetty arviot otsonin aiheuttamille satotappioille niille peltokasveille, joille on esitetty altistus-vaikutusfunktiot taulukossa 21. Lisäksi taulukkoon on arvioitu viljakasveista rukiin ja kauran sekä kuivaheinän ja säilörehun osalta satotappiot käyttäen näiden osalta vehnän altistus-vaikutusfunktioita. Tähän käsittelyyn päädyttiin, koska aiemmissa viljojen osalta oli aiemmassa selvityksessä (Hasund ym, 1990) käytetty vehnälle, rukiille ja kauralle samoja funktioita. Toisaalta rehukasveista apilalle ja timoteille oli käytetty jonkin verran suuremman vaikutuksen antavia funktioita kuin viljakasveille.

Satotappioiden kustannukset arvioitiin luvussa 6.3.2 esitettyihin hintoihin perustuen. Otsonin aiheuttamiksi satotappioiden kustannuksiksi saatiin noin 340 milj. €/v. Eri liikennemuotojen aiheuttaman otsonin osuus kustannuksista on arvioitu taulukossa 51 vastaavasti kuin terveysvaikutusten kohdalla luvussa 8. Koko liikenteen aiheuttamien satotappioiden kustannukset ovat laskelmien perusteella noin 17 miljoonaa euroa (vuoden 2010 hinnoissa), mikä on alhainen verrattuna liikenteen aiheuttamien terveysvaikutusten ja ilmastomuutosvaikutuksiin.

Taulukko 50. Arviot otsonin tyypillisille peltokasveille aiheuttamista satotappioista.

Viljelykasvi	Etelä-Suomi ¹ t/vuosi	Keski-Suomi ² t/vuosi	Pohjois-Suomi ³ t/vuosi	Koko maa t/vuosi
Vehnä	89 758	23 045	562	113 364
Ohra	31 686	38 532	7 291	77 508
Ruis ⁴	3 522	1 706	85	5 313
Kaura ⁴	57 439	68 154	4 621	130 214
Seosvilja ⁴	1 491	3 197	295	4 983
Kuivaheinä ⁴	13 604	20 031	2 352	35 987
Säilörehu ⁴	184 454	522 263	111 657	818 374
Sokerijuurikas	16 130	7 294	295	4 983
Peruna	4 787	21 088	2613	28 489
Palkokasvit/Herne	1 552	262	17	1 830
Rypsi ja rapsi	11 613	6 612	0	18 500
Sipuli	1 206	488	2	1 696
Lehtisalaatti	47	88	0	136
Parsakaali	34	54	0	88
Lanttu	1 314	1 158	54	2 526
Nauris	10	70	17	97
Omena	147	3	0	151
Mansikka	138	257	25	421

¹ Sisältää satotiedot seur. ELY-keskusten alueella: Uusimaa, Varsinais-Suomi, Häme ja Kaakkois-Suomi

² Sisältää satotiedot seuraavien ELY-keskusten alueella: Satakunta, Pirkanmaa, Etelä-Savo, Pohjois-Savo, Pohjois-Karjala, Keski-Suomi, Etelä-Pohjanmaa, Pohjanmaa

³ Sisältää satotiedot seuraavien ELY-keskusten alueella: Pohjois-Pohjanmaa, Kainuu, Lappi

⁴ Laskettu vehnän altistus-vaikutusfunktiolla

Taulukko 51. Eri liikennemuotojen osuus otsonin aiheuttamista satotappioista peltoviljelyssä, euroa/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

	NO _x	VOC ja CH ₄	Yhteensä
Otsonin satojen vähenemän kustannukset yhteensä, €/v			339 741 578
Kotimaiset päästöt otsonin muodostuksessa ¹			10 %
Kotimaisten päästöjen osuus, €/v			33 974 158
Osuudet otsonin muodostumisessa	74 % ²	26 % ²	
Osuus kustannuksista, €/v	25 140 877	8 833 281	33 974 158
Kotimaiset päästöt yhteensä, t/v	184 038	346 791	
Tieliikenteen päästöt, t/v	50 456	24 189	
Rautatieliikenteen päästöt, t/v	2 750	162	
Vesiliikenteen päästöt t/v	62 225	10 874	
Tieliikenteen kustannukset, €/v	6 892 642	616 130	7 508 772
Rautatieliikenteen kustannukset, €/v	375 669	4 126	379 796
Vesiliikenteen kustannukset, €/v	8 500 370	276 977	8 777 347
Kauppamerenkulun osuus	7 347 543	39 106	7 386 650
Muun vesiliikenteen osuus	1 152 826	237 871	1 390 697
Liikenteen kustannukset yhteensä, €/v	15 768 681	897 233	16 665 914

¹ Norwegian Meteorological Institute (2009)

² Tuovinen (2012) EMEP:n MSC-W:n ilmakemia-kulkeutumismallin perusteella

Laskennassa mukana olevat peltokasvit kattavat yli 92 % Suomen peltoviljelystä pinta-alasta. Lopuista pelloista merkittävä osa on laidunmaata. Voimme todeta että tarkastelun kattavuus on hyvä. Toisaalta vehnän altistus-vaikutusfunktioiden käyttö myös osalle muita kasveja todennäköisesti liioittelee otsonin vaikutuksia, koska vehnän osalta otsonin vaikutus oli tarkastelussa mukana olleista kasveista kaikkein suurin.

10.2 Metsät

Otsonin aiheuttamat tappiot metsänkasvussa arvioitiin lähteen (Wittig et al. 2009) perusteella muodostetun yksinkertaisen vastefunktion avulla. Suomi jaettiin tarkastelussa Etelä- ja Pohjois-Suomeen. Metsänkasvutiedot puulajeittain saatiin lähteestä (Metla 2010). Altistus-vaikutus-funktiota käytettiin arvioitaessa koivun ja muiden lehtipuiden kasvutappioita, havupuiden osalta arvioitiin lähteeseen viitaten kasvutappiot runkopuun osalta merkityksettömiksi.

Taulukossa 52 on arvioitu otsonin aiheuttamat tappiot metsänkasvussa jaettuna Etelä- ja Pohjois-Suomelle. Laskelma käsittää koivun ja muiden lehtipuiden kasvutappiot. Kantohintana on käytetty koivun kantohintaa 28 €/m³.

Taulukko 52. Otsonin aiheuttaman metsänkasvun tappiot, milj. euroa/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi	Koko maa
Metsätappio milj.m ³ /vuosi	0,76	0,20	0,96
Kantohinta €/m ³	28	28	28
Kustannukset milj. €/vuosi	21,28	5,60	26,88

Liikenteen aiheuttamiksi kustannuksiksi arvioitiin noin 1,3 milj. €/v (taulukko 53), mikä on alhainen muihin ulkoiskustannuksiin verrattuna. Luku pitää sisällään vain tukki- ja kuitupuun kantohinnan arvon, ei energiapuuta, jalostusarvoa eikä metsiin liittyviä muita arvoja.

Taulukko 53. Eri liikennemuotojen osuus otsonin aiheuttamasta metsänkasvun vähenemän arvosta, euroa/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

	NO_x	VOC ja CH₄	Yhteensä
Otsonin metsänkasvun vähenemän kustannukset yhteensä, €/v			27 018 003
Kotimaiset päästöt otsonin muodostuksessa ¹			10 %
Kotimaisten päästöjen osuus, €/v			2 701 800
Osuudet otsonin muodostumisessa	74 % ²	26 % ²	
Osuus kustannuksista, €/v	1 999 332	702 468	2 701 800
Kotimaiset päästöt yhteensä, t/v	184 038	346 791	
Tieliikenteen päästöt, t/v	50 456	24 189	
Rautatieliikenteen päästöt, t/v	2 750	162	
Vesiliikenteen päästöt t/v	62 225	10 874	
Tieliikenteen kustannukset, €/v	548 138	48 998	597 136
Rautatieliikenteen kustannukset, €/v	29 875	328	30 203
Vesiliikenteen kustannukset, €/v	675 993	22 027	698 020
Kauppamerenkulun osuus	584 315	3 110	587 424
Muun vesiliikenteen osuus	91 679	18 917	110 595
Liikenteen kustannukset yhteensä, €/v	1 254 007	71 353	1 325 359

¹ Norwegian Meteorological Institute (2009)

² Tuovinen (2012) EMEP:n MSC-W:n ilmakemia-kulkeutumismallin perusteella

11 Polttoaineketjujen päästöt ja niiden taloudellinen arvo

Polttoaineiden käyttövaiheen lisäksi polttoaineiden elinkaaren aikana päästöjä syntyy mm. tuotannosta, kuljetuksista ja jalostuksesta.

Suomessa käytettävistä liikennepolttoaineista suurin osa on Neste Oilin jalostamaa. Sen markkinaosuus Suomen öljytuotteiden tukkukaupasta oli 87 % vuonna 2007. Aiemmin valtaosa Suomessa jalostetusta polttoaineesta tuli Pohjanmereltä, mutta tilanne on muuttunut vuosikymmenessä siten, että valtaosa tulee nyt Venäjältä. Vuonna 2007 Venäjän ja muiden entisten Neuvostoliiton maiden osuus oli 76 %. 87 % jalostamoiden syöttöaineista toimitettiin meriteitse ja 13 % rautateitse. (Neste Oil 2008)

Polttoaineiden päästökomponenteille elinkaaren eri vaiheissa on esitetty kirjallisuudessa erilaisia lukuarvoja ja niihin liittyy kohtalaista epävarmuutta. Pohjanmeren ja Norjanmeren öljytuotannoista on saatavissa paremmin tietoa kuin muilta alueilta. EU:n JRC (Joint Research Centre) on koonnut yhteistyössä EUCAR:n (European Council for Automotive R&D) ja CONCAWEn kanssa tietoa öljynjalostusprosessista (JRC 2012). Myös OGP (International Association of Oil & Gas Producers) julkaisee ympäristöraportteja, jotka sisältävät päästökertoimia. VTT LIPASTOssa on tietoa kuljetusten päästöistä.

Tämän selvityksen tarkastelu perustuu Neste Oil:n vuonna 2002 julkaisemiin Ekotasetiedotteisiin¹⁸ bensiinille, dieselille ja raskaalle polttoöljylle. Koska raportissa tarkasteluvuotena on pääsääntöisesti vuosi 2007, vuoden 2002 tiedot antavat melko hyvän arvion vuoden 2007 tilanteesta. Ekotasetiedotteiden päästöarvot kattavat koko tuoteketjun öljyntuotannosta polttoaineen tuotantoon ja jakeluun asti.

Sähköntuotannon polttoaineet on rajattu tarkastelun ulkopuolelle. Tämä aliarvioi kustannuksia.

Taulukko 54. Polttoaineiden elinkaaren¹ aikaiset yksikköpäästöt, g/litra (Neste Oil 2002).

	Reformuloitu bensiini	Citydiesel	Raskas polttoöljy
Hiukkaset	0,07	0,02	0,05
SO ₂	0,57	0,27	0,31
NO _x	0,93	0,63	1,0
CO	0,07	0,08	0,09
HC + VOC	1,3	0,16	0,2
CO ₂	340	140	280

¹ Taulukossa on Nesteen Ekotasetiedotteiden mukaiset ns. tuotantovaiheen päästöt. Tuotantovaihe kattaa tiedotteissa raakaöljyn tuotannon ja kuljetuksen, öljyjalostuksen ja tuotteen kuljetuksen loppukäyttäjälle.

¹⁸ Ekotasetiedotteiden päivitys on meneillään, mutta tiedot eivät ole olleet vielä käytettävissä.

Taulukossa 55 on arvioitu polttoaineiden kulutus litroissa. Bensiinin kulutus kattaa henkilöautot ja pakettiautot muttei moottoripyöriä ja mopoja. Dieselin kulutus pitää sisällään tie-, rautatie- ja vesiliikenteen dieselin kulutuksen. Raskasta polttoöljyä käytetään vain vesiliikenteessä. Kulutusmäärät on saatu LIPASTO-tietokannasta tonneina ja ne on muunnettu litroiksi käyttämällä Tilastokeskuksen Energiatilastoissa esitettyjä tiheyksiä. Raskaan polttoöljyn tiheys vaihtelee rikkipitoisuuden vaihdella. LIPASTOn tiedoissa ei ole eritelty, mikä osa vesiliikenteen raskaan polttoöljyn kulutuksesta on polttoainetta, jonka rikkipitoisuus on alle 1 %. Tämän vuoksi kulutukseksi rajan alla on arvioitu taulukossa 11 rahtialusten käyttämä raskas polttoöljy, jonka rikkipitoisuus on alle 1,5 % ja matkustaja-alusten käyttämä raskas polttoöljy, jonka rikkipitoisuus on alle 0,5 %. Valinnoista seuraavat virheet kompensoivat osittain toisiinsa.

Taulukko 55. Liikennepolttoaineiden kulutus vuonna 2007, tonnia/vuosi ja litraa/vuosi (LIPASTO-tietokanta).

		Kulutus t/v	Tiheys t/m ³	Kulutus milj. l/v
Tieliikenne	Bensiini	1 686 324	0,750	2 248
	Diesel	2 203 810	0,840	2 624
Rautatieliikenne	Diesel	30 674	0,840	37
Vesiliikenne	Diesel ja Marine-diesel	111 083	0,840	132
	Raskas polttoöljy, rikki < 1 %	406 051	0,975	416
	Raskas polttoöljy, rikki > 1 %	371 274	0,987	376

Polttoaineiden elinkaaren (käyttöä edeltävät vaiheet) aikaiset päästöt on arvioitu taulukossa 56 käyttäen taulukossa 54 esitettyjä yksikköpäästöjä ja taulukossa 55 esitettyjä kulutustietoja.

Taulukko 56. Polttoaineiden elinkaaren (käyttöä edeltävät vaiheet) aikaiset päästöt, tonnia/vuosi.

Tonnia/vuosi		Hiukaset	SO ₂	NO _x	CO	HC + VOC	CO ₂
Tie-liikenne	Bensiini	157	1 282	2 091	157	2 923	764 467
	Diesel	52	708	1 653	210	420	367 302
Rautatieliikenne	Diesel	1	10	23	3	6	5 112
Vesiliikenne	Diesel ja Marine-diesel	3	36	83	11	21	18 514
	Raskas polttoöljy, rikki < 1 %	21	129	416	37	83	116 610
	Raskas polttoöljy, rikki > 1 %	19	117	376	34	75	105 326

Polttoaineketjun päästökustannukset arvioidaan nyt suomalaisella kustannustasolla määritetyillä yksikköarvoilla (taulukko 57). Menettely tosin vastaisi paremmin tilannetta, mikäli Pohjanmeri olisi raakaöljyn pääasiallinen lähde. Venäjältä tulevalle raakaöljylle vaikutukset tiedostetusti yliarvostetaan sikäläiseen kustannus- ja elintasoon nähden. Näin toimitaan siksi, ettei tarkastelussa ainakaan aliarvosteta toisessa maassa tapahtuvia vaikutuksia. Osa ketjusta on tosin käytännössä Suomessa (osa raakaöljyn tuontikuljetuksesta, jalostus ja vähittäisjakelu), jolta osin suomalainen arvostusperusta on oikea.

Tarkastelussa (taulukko 57) käytettävät yksikköarvot ovat meriliikenteelle arvioituja yksikköarvoja. Esimerkiksi tieliikenteen yksikköarvot yliarvioisivat haittaa, sillä päästöistä merkittävä osa aiheutuu harvaan asutuilla alueilla.

Taulukko 57. Päästöjen yksikkökustannukset vuonna 2007, euroa/tonni (vuoden 2010 hinnoissa).

	Yksikkökustannus €/tonni
Hiukkaset	3 016
SO ₂	345
NO _x	282
CO	ei arvioitu
HC + VOC	30
CO ₂	37

Polttoaineketjujen kustannuksiksi arvioidaan yhteensä noin 54 milj. €/v vuoden 2010 hinnoissa (taulukko 58). Kustannuksista valtaosa aiheutuu hiilidioksidista. Liikenne- ja vesiliikenteen merkittävimmät vaikutukset on tieliikenteellä, mutta myös vesiliikenteellä on kohtalaiset kustannukset.

Taulukko 58. Polttoaineiden elinkaaren (käyttöä edeltävät vaiheet) päästökustannukset suomalaisella kustannustasolla arvoitettuna, euroa/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

Euroa/v	Tieliikenne	Rautatieliikenne (diesel)	Vesiliikenne	Yhteensä
Hiukkaset	633 029	2 203	127 522	762 754
SO ₂	685 975	3 399	97 010	786 383
NO _x	1 055 685	6 487	246 993	1 309 165
HC + VOC	100 030	175	5 377	105 582
CO ₂	41 875 436	189 156	8 896 624	50 961 217
Yhteensä	44 350 155	201 420	9 373 526	53 925 101

12 Päästöjen yksikkökustannukset

12.1 Tieliikenne

Seuraavassa tarkastellaan ilmaan kohdistuvien päästöjen yksikkökustannuksia (euroa/tonni). Tarkastelussa esitetään yksikkökustannukset paitsi keskimäärin koko Suomessa, myös muutamissa erilaisissa liikenneympäristöissä. Lisäksi esitetään esimerkkilaskelmia keskimääräisistä suoritekohtaisista päästökustannuksista (snt/ajoneuvo-km, snt/hlö-km ja snt/tonni-km). Suoritekohtaiset päästökustannukset pätevät vain tarkasteluvuoden tilanteessa, koska eri tilastovuosien keskimääräiset ajoneuvokannan ominaispäästöt sekä kuormitusasteet vaikuttavat yksikkökustannuksiin.

Tieliikenteen päästöjen yksikkökustannukset (euroa/tonni) keskimäärin koko maassa on esitetty taulukossa 59. Sulfaattien vaikutukset on kohdistettu rikkidioksidille ja nitraattien typen oksideille. Otsonin kustannukset on kohdistettu typen oksideille ja hiilivedyille. Hiukkasten yksikkökustannus on merkittävimpana terveyshaittojen aiheuttajana suurin. Myös rikkidioksidin yksikkökustannus muodostuu melko korkeaksi, mutta päästöjen vähäisyyden vuoksi rikkidioksidin kokonaishaitta on melko pieni.

Taulukko 59. Tieliikenteen päästöjen kokonaiskustannukset (milj. euroa/vuosi) ja keskimääräiset yksikkökustannukset (euroa/tonni) vuonna 2007 (vuoden 2010 hinnoissa).

	Kustannukset milj. €/v	Hiukkaset	SO ₂ ja sulfaatit	NO _x ja nitraatit	HC (ml. CH ₄) ¹	CO ₂	CH ₄ ¹	N ₂ O
Terveysvaikutukset, hiukkaset	166,0	145,9	1,2	18,9				
Terveysvaikutukset, otsoni	0,6			0,5	0,06			
Otsonin vaikutukset satoihin	7,5			6,9	0,62			
Otsonin vaikutukset metsiin	0,6			0,5	0,05			
Ilmastonmuutos	463,1					455,8	1,1	6,2
Yhteensä, milj. €/v	637,8	145,9	1,2 ²	26,9	0,72	455,8	1,1	6,2
Päästöt, tonnia/v		2 620	73	50 456	24 189	12 318 480	1 442	537
Päästöjen yksikkökustannus keskimäärin, euroa/tonni		55 680³	–⁴	533	30	37	778	11 470

¹ Metaanin (CH₄) kokonaishaitta on 807 €/tonni, joka muodostuu ilmastonmuutoksen ja otsonin vaikutuksista.

² Arvio tehty vain pääkaupunkiseudulla ja suurissa kaupungeissa.

³ Huom! Alueellinen vaihtelu on merkittävä, ks. taulukko 60.

⁴ Rikkidioksidille ei ole muodostettu valtakunnallista keskiarvoa. Sen vaikutuksia ja kustannuksia on tarkasteltu vain pääkaupunkiseudulla ja suurissa kaupungeissa.

Tieliikenteen yksikkökustannuksia on tarkoituksenmukaista tarkastella myös alueellisesti, sillä kustannuksiin vaikuttaa tiettyjen yhdisteiden kohdalla oleellisesti se, miten tiheästi asutussa ympäristössä päästöt aiheutuvat.

Primäärihiukkasten tarkastelu on tehty eriyttämällä kunnat viiteen ryhmään: pääkaupunkiseutu, suuret kaupungit, keskikokoiset kaupungit ja pienet kaupungit sekä muut kunnat (taulukko 60). Yksikkökustannus vaihtelee merkittävästi tarkasteltavasta alueesta riippuen.

Tieliikenteen nitraattien terveysvaikutuksia on tarkasteltu koko maassa Lappia lukuun ottamatta (poikkeuksena Rovaniemi). Tarkastellut alueet olivat pääkaupunkiseutu, suuret ja keskisuuret kaupungit ja muut kunnat. NO_x:n kokonaiskustannus saadaan laskemalla yhteen nitraattien terveysvaikutusten kustannukset otsonin vaikutusten (158 euroa/tonni_{NO_x}) kanssa. Näin saadut alueelliset NO_x:n yksikkökustannukset on esitetty taulukossa 60.

Tieliikenteessä rikkipäästöjen määrä on vähäinen suhteessa muihin päästölajeihin. Sulfaattien vaikutuksia ja kustannuksia tarkasteltiin hankkeessa vain pääkaupunkiseudulla ja suurimmissa kaupungeissa eikä yksikkökustannuksia ole tarkoituksenmukaista muodostaa.

Hiilivetyjen ja kasvihuonekaasujen päästöjen yksikkökustannuksiin väestötiheydellä ei ole merkitystä. Myöskään otsonin osuutta NO_x:n yksikkökustannuksista (158 euroa/tonni_{NO_x}) ei ole syytä eriyttää alueellisesti johtuen käytetystä valtakunnallisesta tarkastelutavasta, vaikka otsonin muodostuksen ilmakemia sinällään onkin erilainen taajamissa kuin haja-asutusalueilla.

Taulukko 60. Tieliikenteen primääristen hiukkaspäästöjen ja typen oksidien yksikkökustannukset alueittain vuonna 2007, euroa/tonni (vuoden 2010 hinnoissa).

	Primäärihiukkaset yksikkökustannus euroa/tonni	NO _x yksikkökustannus euroa/tonni
Pääkaupunkiseutu	233 417	1 795
Suuret kaupungit (Tampere, Turku, Oulu)	197 555	856
Keskisuuret kaupungit (asukasluku 50 000–100 000)	53 460	
Pienet kaupungit (asukasluku 10 000–50 000)	28 319	285 ¹
Muut kunnat	7 974	

¹ Kattaa muun Suomen paitsi Lapin. Lapissa poikkeuksena Rovaniemi, johon soveltuu suurten ja keskisuurten kuntien yksikköarvo.

Keskimääräiset päästökustannukset liikennesuoritetta kohden (snt/auto-km) esitetään taulukossa 61. Lukuihin on kohdennettu kaikkien yhdisteiden kustannukset. Hiilidioksidi muodostaa pääosan kustannuksista. Ajoneuvokannan ominaispäästöjen muutosten vuoksi lukuja ei voida soveltaa kuin vuoden 2007 tilanteen arviointiin. Myös ajoneuvoikohtaiset päästöominaisuuserot ovat suuret.

Taulukko 61. Tieliikenteen päästöjen kustannukset liikennesuoritteita kohden ajoneuvotyypeittäin vuonna 2007, snt/ajoneuvo-km (vuoden 2010 hinnoissa).

	Kustannukset milj. euroa/v	Kustannus snt/ajoneuvo-km
Henkilöautot, bensiini, ei katalysaattoria	31,4	0,77
Henkilöautot, bensiini, katalysaattori	179,3	0,58
Henkilöautot, diesel	138,2	1,38
Pakettiautot, bensiini, ei katalysaattoria	1,4	1,03
Pakettiautot, bensiini, katalysaattori	0,5	0,85
Pakettiautot, diesel	83,9	1,98
Linja-autot	28,5	4,86
Kuorma-autot, ei perävaunua	60,8	4,75
Kuorma-autot, perävaunu	108,8	5,41
Moottoripyörät ja mopedit	4,9	0,40

Seuraavassa (taulukko 62) on esitetty esimerkkejä päästökustannuksista kuljetussuoritetta kohden. Esimerkit ovat karkeita keskinkertaistuksia ja esimerkiksi henkilöautojen kohdalla tulee huomata että dieselautojen kustannukset ovat hiukkaspäästöjen vuoksi selvästi korkeammat kuin bensiiniautojen. Kuorma-autoilla muun muassa ajoneuvoyhdistelmän koko (perävaunu vai ei) vaikuttaa kustannuksiin. Ajoneuvojen ominaispäästöjen muutoksen lisäksi kuormitusasteiden muutokset muuttavat yksikköarvoja.

Taulukko 62. Tieliikenteen päästöjen kustannukset henkilö- ja tavaraliikennesuoritteita kohden ajoneuvotyypeittäin vuonna 2007, snt/hlö-km tai snt/tonni-km (vuoden 2010 hinnoissa).

	Henkilöautot	Linja-autot	Kuorma-autot
Kustannukset, milj. euroa/vuosi	348	28	169
Milj. hlö-km tai tonni-km	63 785	7 540	25 962
Yksikkökustannus	0,55	0,38	0,65
	snt/hlö-km	snt/hlö-km	snt/tonni-km

12.2 Rautatieliikenne

Rautatieliikenteen päästöjen yksikkökustannukset (euroa/tonni) keskimäärin koko maassa on esitetty taulukossa 63. Tämä tarkastelu kattaa sekä diesel- että sähkövetoisen liikenteen.

Taulukko 63. Rautatieliikenteen päästöjen kustannukset (milj. euroa/vuosi) ja yksikkökustannukset (euroa/tonni) vuonna 2007 (vuoden 2010 hinnoissa).

	Kustannukset milj. €/v	Hiukkaset	SO ₂ ja sulfaatit	NO _x ja nitraatit	HC (ml. CH ₄) ¹	CO ₂	CH ₄ ¹	N ₂ O
Terveysvaikutukset, hiukkaset	5,10	4,00	0,07	1,03				
Terveysvaikutukset, otsoni	0,03			0,03	0,0004			
Otsonin vaikutukset satoihin	0,38			0,38	0,0041			
Otsonin vaikutukset metsiin	0,03			0,03	0,0003			
Ilmastonmuutos	8,85					8,64	0,02	0,19
Yhteensä, milj. €/v	14,38	4,00	0,07	1,46	0,0048	8,64	0,02	0,19
Päästöt, tonnia/v		78	195	2 746	162	233 396	20	17
Päästöjen yksikkökustannus keskimäärin, euro/tonni		51 308	345	533	30	37	777	11 470

¹ Metaanin (CH₄) kokonaishaitta on 807 €/tonni, joka muodostuu ilmastonmuutoksen ja otsonin vaikutuksista.

Kokonaiskustannuksia ja yksikkökustannuksia on tarkasteltu myös erikseen diesel- ja sähkövetoisessa liikenteessä (taulukko 64). Sähköjunaliikenteelle arvioidut terveysvaikutukset ovat huomattavasti pienemmät kuin dieseljunaliikenteelle, mutta kokonaiskustannuksia kasvattaa ilmastonmuutoksen vaikutusarvio. Lisäksi tarkastelua on eriytetty dieseljunaliikenteen kohdalla alueellisesti.

Sähköjunaliikenteessä kustannukset eivät riipu siitä, tapahtuuko liikennöinti taajama-alueella vai muilla rataosuuksilla.

Dieseljunien terveysvaikutusten kustannukset on arvioitu vilkkaimmissa asemakaupungeissa (ks. liite 3), joten hiukkasten ja typen oksidien yksikköarvot kuvaavat vaikutuksia näillä alueilla. Muilla rataosuuksilla (pienet asemakaupungit ja maaseutu) näiden kertoimien käyttö yliarvioisi haittaa.

Dieseljunien hiukkaspäästöjen yksikkökustannus asemakaupunkien ulkopuolella johdetaan niiden yksikkökustannuksesta hyödyntämällä tietoja asukastieheyksistä tarkemman tarkastelun kohteena olleissa asemakaupungeissa ja muussa osassa maata. Tällä tarkastelutavalla yksikkökustannus olisi 7 % asemakaupunkien yksikkökustannuksesta eli 5 334 euroa/tonni.

NO_x-päästöjen yksikkökustannus koostuu otsonin ja hiukkasten vaikutuksista. Otsonin osuus dieseljunaliikenteen 533 euroa/tonni_{NO_x} yksikkökustannuksesta on 158 euroa/tonni_{NO_x}. Tätä osuutta ei sen laskentatavasta johtuen ole tarpeen korjata. Nitraattien osuus, 375 euroa/tonni_{NO_x}, on johdettu tieliikenteen tarkasteluista, joissa osa haitasta muodostuu tiheästi liikennöidyillä ja asutuilla alueilla. Vesiliikenteellä nitraattien osuudeksi taas arvioitiin 107 euroa/tonni_{NO_x}. Kummallakin liikennemuodolla NO_x-päästöt ovat huomattavasti suuremmat kuin dieseljunaliikenteessä. Toisaalta nitraattipitoisuuksilla ja NO_x-päästöillä ei ole selkeää suhdetta monimutkaisesta ilmakemiasta johtuen ja kaukokulkeutuminen monimutkaistaa tarkastelua lisää. Ehdotuksena on käyttää dieseljunaliikenteen nitraateille samaa yksikköarvoa kuin vesiliikenteessä, jolloin NO_x:n yksikköarvoksi muodostuu yhdessä otsonivaikutuksen kanssa 265 euroa/tonni.

Dieseljunaliikenteen rikkipäästöt ovat hyvin pienet, vain 1,6 tonnia vuonna 2007. Tämän vuoksi yksikkökustannusta ole tarkoituksenmukaista muodostaa.

Taulukko 64. Rautatieliikenteen päästöjen kustannukset (milj. euroa/vuosi) ja yksikkökustannukset (euroa/tonni) diesel- ja sähkövetoisessa liikenteessä vuonna 2007 (vuoden 2010 hinnoissa).

	Kustannukset milj. €/v	Yksikkökustannus, euroa/tonni						
		Hiukkaset	SO ₂ ja sulfaatit	NO _x ja nitraatit	HC (ml. CH ₄) ¹	CO ₂	CH ₄ ¹	N ₂ O
Koko rautatieliikenne	14,4	51 308	-	533	30	37	777	11 470
Dieselvetoinen, asemakaupungit	9,4	76 743	-	533	30	37	777	11 470
Dieselvetoinen, muut alueet		5 334	-	265	30	37	777	11 470
Sähkövetoinen	5,0	437	345	533	30	37	777	11 470

Taulukossa 65 on yksityiskohtaisempaa tietoa siitä, miten rautatieliikenteen kustannukset muotoutuvat. Henkilöliikenteen kustannus on 3,4 milj. €/v (vuoden 2010 hinnoissa), mistä pääkaupunkiseudun lähiliikenteen osuus on 0,5 milj. €/v. Tavaraliikenteen kustannuksiksi on arvioitu 10,8 milj. €/v.

Taulukossa 66 on esitetty esimerkkejä kustannuksista kuljetussuoritetta kohden. Esimerkit on laskettu rautatieliikenteen keskimääräisillä yksikkökustannuksilla. Junien kuormitusasteen muutokset vaikuttavat välittömästi suoritekohtaisiin yksikkökustannuksiin.

Taulukko 65. Diesel- ja sähkövetoisen rautatieliikenteen päästöjen kustannukset (euroa/ vuosi) henkilö- ja tavaraliikenteessä vuonna 2007 (vuoden 2010 hinnoissa).

Henkilöliikenne	Hiukka- set	SO ₂	NO _x	HC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Yhteensä
Sähköjunaliikenne	5 246	27 922	51 701	201	1 863 320	5 206	76 849	2 030 445
Dieseljunaliikenne	199 531	-	73 021	189	385 318	311	2 868	661 624
Vaihtotyö/ Diesel- veturit	92 091	-	21 320	84	67 340	78	574	181 490
Lähiliikenne	1 312	6 894	13 325	51	472 416	1 321	19 499	514 818
Yhteensä	298 180	-	159 366	524	2 788 394	6 915	99 789	3 388 377

Tavaraliikenne	Hiukka- set	SO ₂	NO _x	HC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Yhteensä
Sähköjunaliikenne	4 809	31 024	59 163	180	2 215 449	4 662	68 820	2 384 107
Dieseljunaliikenne	2 532 508	-	974 851	3 082	2 734 892	3 108	22 940	6 271 610
Vaihtotyö/ Diesel- veturit	1 074 398	-	244 646	988	774 632	855	6 538	2 102 111
Yhteensä	3 611 715	-	1 278 660	4 250	5 724 973	8 625	98 298	10 757 829

Koko rautatieliikenne	Hiukka- set	SO ₂	NO _x	HC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Yhteensä
Sähköjunaliikenne	11 367	66 530	125 255	450	4 606 389	11 655	166 315	4 987 961
Dieseljunaliikenne	3 990 619	-	1 338 355	4 429	4 029 300	4 429	28 675	9 396 497
Sähkö ja diesel yhteensä	4 001 986	-	1 463 610	4 879	8 635 689	16 084	194 990	14 384 458

Taulukko 66. Rautatieliikenteen päästöjen kustannukset henkilö- ja tavaraliikenne-suoritteita kohden vuonna 2007, snt/hlö-km tai snt/tonni-km (vuoden 2010 hinnoissa).

	Henkilöliikenne, kaukoliikenne	Henkilöliikenne, lähiliikenne	Tavaraliikenne
Kustannukset, milj. €/v	3,4	0,5	10,8
Milj. hlö-km tai tonni-km	2 951	827	10 434
Yksikkökustannus	0,11	0,06	0,10
	snt/hlö-km	snt/hlö-km	snt/tonni-km

12.3 Vesiliikenne

Vesiliikenteen päästöjen yksikkökustannukset (euroa/tonni) on arvioitu taulukossa 67. Kustannukset ovat keskimääräisiä sisältäen sekä satamissa että välillä aiheutuvat päästöt, niiden vaikutukset ja kustannukset kuten ne painottuivat vuonna 2007. Poikkeuksena ovat suorat hiukkaspäästöt, joille esitetään hiukkasten yksikkökustannus erikseen välillä ja satamassa.

Tarkastelussa on otettu huomioon kauppamerenkulun ja muun vesiliikenteen osuudet päästöistä. Kasvihuonekaasujen kohdalla yksikkökustannus ei lähtökohtaisesti riipu

siitä, mitä vesiliikenteen tyyppiä tarkastellaan. Hiilivetyjen kohdalla tällä ei myöskään ole merkitystä käytetyn tarkastelutavan vuoksi. Rikkipäästöjä syntyy käytännössä lähes ainoastaan kauppamerenkulusta, joten kohdistaminen on suoraviivaista: yksikkökustannus voidaan laskea jakamalla haittakustannus kokonaisrikkipäästöillä. Sen sijaan hiukkasten kohdalla kustannukset kohdistetaan vain kauppamerenkulun päästöille, sillä vaikutuksetkin on arvioitu vain sille. Samoin menetellään typpipäästöjen kohdalla tarkasteltaessa nitraatteja. Typpipäästöjen otsonin kautta syntyvät kustannukset taas kohdistetaan koko päästömäärälle.

Vesiliikenteen satamapäästöjen osuus kaikista vesiliikenteen päästöistä on vajaa 10 %. Satamien hiukkaspäästöt kuitenkin aiheutuvat joissakin satamissa lähellä asutusta, joten satamille on tarkoituksenmukaista esittää erillinen yksikkökustannus (ks. taulukko 67). Yksikkökustannus on korkeampi kuin väylällä aiheutuva, mutta alhaisempikuin muille liikennemuodoille taajamissa sovellettavat yksikkökustannukset. Tämä johtuu siitä, että monet satamista sijaitsevat kaukana asutuksesta. Lisäksi laivojen päästöt siirtyvät ilmaan korkeammalla kuin vaikkapa tieliikenteessä. Lisäksi kauempana väylällä tapahtuvat päästöt vaikuttavat pitoisuustasoihin satamia enemmän kuten seuraava Turun esimerkki osoittaa.

Satamien yksikkökustannus on laskettu hyödyntämällä Turun satamien leviämismallinnustuloksia. Laivaliikenteen on arvioitu aiheuttavan Turun keskustassa $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuuden ja muualla kaupungissa $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pitoisuuden. Keskustan pitoisuudesta satamapäästöjen osuus on $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$, satamaväylän päästöjen $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja väylän osuus $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Turussa muulla alueella satamapäästöt aiheuttavat $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ satamaväylä $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja väylä $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuuden. Väylällä tapahtuvat päästöt vaikuttavat siis pitoisuuksiin selvästi satamapäästöjä enemmän. Satamapäästöjen yksikkökustannus on arvioitu käyttämällä Turun laivaliikenteen päästö- ja pitoisuustietoja sekä kaupungin väestötietoja. Yksikköarvon soveltaminen asutuksesta kaukana sijaitsevista satamissa voi johtaa haitan lievään yliarviointiin.

Taulukko 67. Vesiliikenteen päästöjen kustannukset (milj. euroa/vuosi) ja yksikkökustannukset (euroa/tonni) vuonna 2007, euro/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

	Kustannukset milj. €/v	Hiukkaset ¹	SO ₂ ja sulfaatit ¹	NO _x ja nitraatit ²	HC (mL CH ₄) ^{3,4}	CO ₂ ³	CH ₄ ^{3,4}	N ₂ O ³
Terveysvaikutukset, hiukkaset	17,2	4,4	6,1	6,7				
Terveysvaikutukset, otsoni	0,7			0,7	0,03			
Otsonin vaikutukset satoihin	8,8			8,5	0,28			
Otsonin vaikutukset metsiin	0,7			0,7	0,02			
Ilmastonmuutos	127,5					126,2	0,3	1,0
Yhteensä, milj. euroa/v	154,9	4,4	6,1	16,5	0,33	126,2	0,3	1,0
Päästöt, tonnia/v		1 986/	17 835/	62 225/	10 874/	3 411 395/	445/	85/
(koko vesiliikenne/ kauppamerenkulku)		1 455	17 783	53 786	1 535	2 877 538	208	73
Päästöjen yksikkökustannus, euro/tonni		väylä 3 016 satama 6 314	345	282	30	37	777	11 470

¹ Kustannuksissa vain kauppamerenkulku.

² Terveysvaikutusten kustannuksissa vain kauppamerenkulku. Otsonin kustannuksissa koko vesiliikenne.

³ Kustannuksissa koko vesiliikenne.

⁴ Metaanin (CH₄) kokonaishaitta on 807 €/tonni, joka muodostuu ilmastonmuutoksen ja otsonin vaikutuksista.

Taulukossa 68 on tarkasteltu eri alustyyppien kustannuksia. Kustannukset on arvioitu käyttämällä LIPASTO:n tietoja eri alustyyppien päästöistä ja taulukossa 67 esitettyjä yksikkökustannuksia. Kustannuksista suurempi osa aiheutuu rahtialuksista kuin matkustaja-aluksista. Sen sijaan yksittäinen kustannuksiltaan merkittävin alustyyppi on matkustaja-autolautta.

Taulukko 68. Kauppamerenkulun kustannukset alustyypeittäin vuonna 2007, euroa/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

	Hiukkaset	SO ₂	NO _x	HC	CO ₂	Yhteensä
Matkustaja-alukset yht.	1 260 857	943 141	3 984 303	14 124	38 252 191	44 454 617
Matkustaja-alus	105 574	80 319	338 088	1 197	3 260 810	3 785 988
Matkustaja-autolautta	1 155 283	862 823	3 646 215	12 927	34 991 381	40 668 630
Rahtialukset yht.	2 956 077	437 099	10 552 905	29 955	64 364 164	78 340 200
Irtolastialus	187 017	302 660	660 949	1 855	3 961 146	5 113 627
Lastilautta	123 673	2 000 039	4 404 446	12 179	26 172 949	32 713 285
Junalautta	18 098	29 646	65 418	180	387 797	501 139
Konttialus	364 985	594 289	1 290 880	3 621	7 776 253	10 030 029
Säiliöalus	467 543	765 613	1 657 448	4 668	10 019 304	12 914 576
Muu kuivalastialus	642 494	1 226 153	2 473 764	7 451	16 046 382	20 396 245
Muut alukset	159 869	268 533	576 920	1 646	3 516 295	4 523 264
Yhteensä	4 376 804	6 130 074	15 114 128	45 695	106 132 317	131 799 018

13 Tarkasteluihin liittyvät epävarmuudet

13.1 Tarkastelun rajaukset

Työssä on tarkasteltu rajattua määrää liikenteen päästöjen ympäristövaikutuksista. Tarkastelu on tehty sen mukaan, mitkä vaikutustyyppit ovat osoittautuneet merkittävimmiksi kansainvälisissä ja kotimaisissa selvityksissä ja mille on olemassa systemaattinen vaikutusten arvioinnin menetelmä. Lisäksi valintoihin on vaikuttanut, onko tarvittavia lähtötietoja olemassa vaikutusten määrälliseen tai taloudelliseen tarkasteluun. Pääpaino tarkasteluissa on ilmaan kohdistuvissa päästöissä, mutta vesiliikenteen kohdalla on poikkeuksellisesti tarkasteltu myös vesistöön kohdistuvia muita kuormituksia.

Tarkastelussa mukana ovat seuraavat vaikutukset ja/tai kustannukset:

- Ilmastomuutoksen kustannukset
- Pienhiukkasten ja otsonin terveysvaikutukset ja niiden kustannukset
- Otsonin kasvillisuusvaikutukset (sadot ja metsät) ja niiden kustannukset
- Katupölyn puhdistuskustannukset
- Vesiliikenteen jätteiden vaikutukset ja jossain määrin haittojen torjunnan kustannuksia
- Polttoaineiden elinkaareissa muiden kuin käyttövaiheen kustannukset

Tarkastelussa on ollut mukana myös vesiliikenteen päästöjen aiheuttama Itämeren happamoituminen ja rehevöityminen, mutta näille on voitu muodostaa lähinnä suuntaa antava taloudellinen arvo.

Seuraavassa luettelossa on esitetty tarkastelun ulkopuolelle rajatut ilmaan kohdistuvien päästöjen vaikutukset ja syitä tarkastelun pois rajaamiselle.

- Ulkoilmalle altistuvien materiaalien korroosio (materiaali-inventaarioiden puuttuminen)
- Likaantuminen – muu kuin katujen kevätsiivous (altistus-vaikutusfunktioiden puuttuminen ja arvottamisen monitahoisuus)
- Happamoitumisen vaikutus metsiin (vaikutus todennäköisesti vähäinen)
- Ilmanlaadun vaikutukset viihtyisyyteen, asuntojen arvoon jne. (altistus-vaikutusfunktioiden puuttuminen ja arvottamisen monitahoisuus)
- Vaikutukset vesistöjen virkistyskäyttöön (altistus-vaikutusfunktioiden puuttuminen ja arvottamisen monitahoisuus)
- Vaikutukset luonnonympäristöihin ja luonnon monimuotoisuuteen (altistus-vaikutusfunktioiden puuttuminen ja arvottamisen monitahoisuus)
- Suomesta peräisin olevien muualle kulkeutuvien päästöjen vaikutukset ja kustannukset Suomen ulkopuolella

Rakennusmateriaalien korroosion arvioimiseksi on käytettävissä joitakin altistus-vaikutusfunktioita, korroosioon vaikuttavat rikkidioksidipitoisuudet olisivat arvioitavissa ja materiaaliveurioita olisi siten mahdollista arvottaa. Arviot eivät kuitenkaan onnistu siksi, että eri materiaalien määristä rakennetussa ympäristössä ei ole riittä-

västi tietoa. Rikkidioksidipitoisuudet ovat myös vähentyneet merkittävästi, joten vaurioita ei synny siinä määrin kuin aikaisemmillä vuosikymmenillä.

Yhdisteiden tarkastelussa on katettu pienhiukkaset, SO_2 , NO_x , hiilivedyt sekä yleisimmät kasvihuonekaasut. Tarkastelun ulkopuolelle on rajattu eräitä yhdisteitä. Hiilimonoksidin terveysvaikutuksia ei ole tarkasteltu, sillä kansainvälisessä tutkimuksessa ei juuri ole esitetty altistus-vaikutusfunktioita niiden arvioimiseksi. 2000-luvulla kaikilla ilmanlaadun mittausasemilla hiilimonoksidipitoisuudet ovat pysyneet sekä raja-arvon että ohje-arvon alapuolella. (Ilmanlaatuportaali.fi)

Kaupunkiympäristöissä liikenne on merkittävä syöpävaarallisten PAH-yhdisteiden lähde. PAH-yhdisteet ovat ilmassa kiinnittyneinä hiukkasiin, joten niiden vaikutukset näkyvät osana hiukkasten terveysvaikutuksia. Myös raskasmetallit ovat tyypillisesti kiinnittyneinä hiukkasiin. Bentseeni on syöpävaarallinen aine, joka osallistuu lisäksi otsonin muodostukseen. Liikenteen osuus bentseenin päästöistä on noin 30 %. Näytteenkeräykseen ja laboratorioanalyysiin perustuvien mittausten perusteella bentseenipitoisuudet Suomessa jäävät selvästi alle vuosiraja-arvon $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. (Ilmanlaatuportaali.fi)

Lisäksi liikenteen pakokaasuihin lukeutuu runsas määrä muita yhdisteitä, joiden aiheuttamista pitoisuuksista ja vaikutuksista ei ole tämän työn tarpeisiin nähden riittävästi tietoa.

13.2 Terveysvaikutukset

Terveysvaikutusten arvottamisessa epävarmuustekijöitä liittyy käytettäviin altistus-vaikutusfunktioihin, pitoisuuksiin, väestötietoihin ja taloudellisiin yksikköarvoihin.

Terveysvaikutusten arvioinnissa käytettävissä olevissa altistus-vaikutusfunktioissa on tapahtunut viimeisen viidentoista vuoden aikana melko vähän muutoksia vaikka epidemiologista tutkimusta on tehty aktiivisesti. Funktiot ovat kuitenkin pääasiassa amerikkalaisia, joten eurooppalaista tietoa tarvittaisiin lisää, minkä vuoksi meneillään oleva eurooppalainen tutkimus (mm. ESCAPE-hanke) onkin tarpeen ja tuloksia on aiheellista seurata. WHO (2000) toteaa, että tietyssä ympäristössä muodostettujen funktioiden soveltamisessa toiseen ympäristöön tulee noudattaa varovaisuutta, sillä vaikutuksiin voivat vaikuttaa monet tekijät kuten kuolemansyyt, väestön perusterveydentila ja erot ilman epäpuhtauksien painottumisessa eri yhdisteiden suhteen.

Arvioinnissa on painottunut jo pitkään pienhiukkaset ja otsoni. Muiden päästöjen ja yhdisteiden rajautuminen pois tarkastelusta johtaa haittojen jonkinasteiseen aliarviointiin. Esimerkiksi kokoluokan $\text{PM}_{2,5-10}$ -hiukkasten terveysvaikutuksia ei ole arvioitu. Erityisen paljon näitä hiukkasia esiintyy keväällä. Paitsi että ne ärsyttävät silmiä ja hengityselimiä, pahoina pölypäivinä ne voivat myös lisätä kuolleisuutta ja sairaalaanottoja. Kotimaista tutkimustietoa on kuitenkin heikosti ja Terveiden ja hyvinvoinnin laitos selvittää parhaillaan pääkaupunkiseudulla, lisääkö kevätpöly vakavampia terveyshaittoja. Tarkastelun alla on myös nastarenkaiden vaikutus katupölyyn (NASTA-tutkimusohjelma). Ruotsissa asiasta on jo tehty selvitys, jonka mukaan nastarenkaat aiheuttaisivat 30–40 kuolemantapausta vuodessa Tukholmassa (Meister ym. 2012). Samassa tutkimuksessa tarkasteltiin myös $\text{PM}_{2,5-10}$ -hiukkasten vaikutusta ”akuuttiin” kuolleisuuteen. Isompien hengitettävien hiukkasten lisäksi kysymyksiä herättävät myös erittäin pienet ns. ”nanohiukkaset” $\text{PM}_{0,1}$, joiden koko on alle $0,1 \mu\text{m}$.

Tarkasteltavat terveysvaikutukset (end-points) ovat pysyneet myös melko samoina painottuen sydän-, verisuoni- ja keuhko-oireista johtuvaan kuolleisuuteen ja sairastavuuteen. Viime aikoina on kuitenkin esitetty epäilyjä myös muista ilmansaasteiden terveysvaikutuksista. Terveiden ja hyvinvoinnin laitos tutkii hiukkasten ja melun yhteisvaikutusta sydänsairauksiin. Selvityksiä on tehty myös pienhiukkasten yhteydestä muistin ja muiden mielentoimintojen heikentymiseen ja siten myös dementiaan (Weuve ym. 2012) sekä diabetekseen (Andersen ym. 2010).

Tässä selvityksessä kaikkia PM_{2.5}-hiukkasia on käsitelty yhtä toksisina. Aiemmissa arvottamisselvityksissä primäärihiukkasia ja sulfaatteja käsiteltiin toksisempina kuin nitraatteja. Tutkimustieto ei tällä hetkellä kuitenkaan anna perusteita eri jakeiden toisistaan poikkeavalle käsittelylle vaan asiasta tarvitaan lisää tietoa.

Tarkastelu perustuu nyt pitkäaikaisen pienhiukkasaltistuksen vaikutuksille. Arvioita lyhytaikaiselle altistukselle on esitetty mm. CAFE CBA -hankkeessa. Hankkeessa kuitenkin päätettiin olla yhdistämättä lyhytaikaisen ja pitkäaikaisen altistuksen vaikutuksia, sillä pitkäaikaisen altistuksen vaikutukset ovat huomattavasti suuremmat ja tuloksiin sisältyy päällekkäisen laskennan riski. Näin toimitaan yleisesti (WHO 2006b).

Altistus-vaikutusfunktioihin liittyy myös kysymys kynnysarvoista. Otsonin terveysvaikutuksia arvioitaessa on käytetty kynnysarvoa 35 ppm. Kynnysarvoon liittyy kuitenkin epävarmuutta ja on mahdollista, että vaikutuksia esiintyy myös sen alapuolella, mikä voi johtaa vaikutusten aliarvointiin. Pienhiukkasille ei ole tutkimuksissa osoitettu olevan kynnysarvoa ja altistus-vaikutusfunktio on melko lineaarinen. Suomessa kuitenkin pienhiukkasten pitoisuudet ovat melko alhaisia, useinkin alle 10 µg/m³. Suurin osa tutkimuksista on tehty korkeammissa pitoisuuksissa ja näyttää siltä, miten funktiot käyttäytyvät näin alhaisissa pitoisuuksissa ei ole.

Pitoisuusarvioihin sisältyy jonkin verran epävarmuuksia, sillä hankkeessa ei ole ollut mahdollista tehdä leviämismallinnuksia rajattuja sulfaatti- ja nitraattimallinnuksia lukuun ottamatta vaan arvioinnissa käytetyt pitoisuustiedot johdettu kerätty aiemmin tehdyistä mallinnuksista ja mittaustuloksista. Paikallisia tietoja on myös jouduttu yleistämään koskemaan laajempia alueita. Erityisesti nitraattien kohdalla myös mallinnustuloksiin sisältyy kohtalaista epävarmuutta. Sulfaatti- ja nitraattimallinnuksia tehtiin vain tie- ja vesiliikenteelle, joten niiden aiheuttamat kustannukset rautatieliikenteessä jouduttiin arvioimaan karkeammilla menetelmillä.

Altistuvan väestön määrä on pyritty arvioimaan melko tarkasti suurimpien kaupunkien keskustoissa sekä merkittävimpien rautatieasemien ja satamien lähistöllä. Pienimpien asema- ja satamakaupunkien rajaaminen pois tarkastelusta johtaa haittojen lievään aliarvioon. Tieliikenteen pitoisuuksien arvioiminen yhdeksällä eri tasolla ja alueella on huomattavasti tarkempaa kuin aiemmissa kansallisen tason selvityksissä. Väestötiedot on kerätty kaupunginosittain, mikä on johtanut myös aiempaa huomattavasti yksityiskohtaisempaan tarkasteluun. Tarkastelua voisi olla mahdollista edelleen tarkentaa käyttämällä tarkastelussa väestötiedot sisältävää karttaohjelmaa.

Astmaatikkojen terveysvaikutusten tarkastelussa lähtökohtana on ollut KELA:n tilastot erityiskorvattaviin astmalääkkeisiin oikeutettujen määrästä (4,2 % väestöstä). Jos astmaatikkojen osuutena käytettäisiin HELI:n arvioita (6 % väestöstä), arvioidut vaikutukset ja kustannukset olisivat tässä väestönosassa suuremmat.

Keskeisiä terveysvaikutusten taloudellisiin seuraamuksiin liittyviä epävarmuustekijöitä ovat kunkin tarkastellun oireen tyypittäminen niin, että se kuvastaa keskimääräistä tai yleistä oirehtimistilannetta oikein sekä kohdehenkilöiden aineellisen ja aineettoman hyvinvoinnin alenemisen arvottaminen. Oireiden kesto ja vakavuus voivat vaihdella paljon, minkä vuoksi oiretilanteen tyypittäminen on vaikeaa. Tyypitilanteiden määrittäminen ratkaisee taloudellisten osatekijöiden määrän ja siten tyypitilanteen yksikköarvon tason. Edelleen, kohdehenkilön ikäluokka vaikuttaa oireiden keston ja vakavuuden kanssa muun muassa siihen, missä määrin työkyky heikkenee tai aineellisen kulutuksen mahdollisuudet vähenevät välittömästi tai pidemmällä aikavälillä. Erityisesti työelämän ulkopuolella olevien ikäluokkien (lapset ja vanhukset) hyvinvoinnin muutosten arvottaminen on vaikeaa. Reaalitaloudellisista hyvinvoinnin osatekijöistä on käytettävissä tilastotietoa, kun taas subjektiivinen hyvinvoinnin arvostus joudutaan selvittämään kyselyin.

13.3 Viljelykasvit

Viljelykasvien osalta epävarmuutta tuloksiin aiheuttavat käytettyjen altistusvaikutusfunktioiden epätarkkuudet, sadoissa ja satotiedoissa tapahtuvat vaihtelut, otsonipitoisuuksien käsittelyssä tehdyt valinnat sekä arviot kasvien yksikköhinnoissa.

Laskelmissa käytetyt altistus-vaikutusfunktiot peltokasveille perustuivat 700 tutkimuksen perusteella tehtyyn meta-analyysiin. Taulukossa 21 on esitetty vastefunktioiden r^2 -arvoja, jotka kuvaavat vastefunktioiden tarkkuutta (selittävyttä). Arvot ovat useissa tapauksissa hyvin kaukana arvosta 1, toisin sanoen funktioiden epävarmuus on suuri. Lasketut satotappiot ovat kuitenkin hyvin pieniä verrattuna terveysvaikutuksista tuleviin kustannuksiin ja voimme olettaa että satotappioiden aiheuttamat epätarkkuudet tarkastelussa jäävät terveysvaikutuksiin verrattuna pieniksi.

Merkittävistä viljelykasveista rukiin, kauran ja rehukasvien altistus-vaikutusfunktioita ei ollut laskelmissa käytettävissä. Näiden osalta käytettiin vehnän altistus-vaikutusfunktiota, joka antaa muihin funktioihin nähden suurempia satotappioita. Kasvit, joihin käytettiin vehnän altistus-vaikutusfunktioita, edustivat noin 83 % aiheutuneista satotappiokustannuksista, joten tämän altistus-vaikutusfunktion edustavuudella on suuri vaikutus tuloksiin. Aiemmissa tutkimuksissa (Hasund ym. 1990) vehnälle, rukiille ja kauralle viljalajeille käytettiin keskenään samaa funktiota ja rehukasveille (timotei ja apila) hieman suurempia satotappioita aiheuttavia funktioita. Näiden perusteella voimme olettaa, että funktioiden valinnasta johtuva epävarmuus jää pieneksi.

Sään vaihtelusta johtuvien vuosivaihtelujen tasoittamiseksi sadoissa tärkeimpien viljelykasvien hehtaarisatoina käytettiin laskelmissa viiden vuoden keskiarvoa. Viljelypinta-aloina käytettiin tilastoituja vuoden 2009 viljelypinta-aloja. Ala on korjuuala, joka on laskettu vähentämällä viljelijöiden tukihakemuksissa ilmoittamasta viljelyalasta viljelijöiden ilmoittama täysin tuhoutunut ala, toisin sanoen myös pinta-alat voivat vaihdella vuosittain johtuen eri vuosien erilaisista sääolosuhteista. Tarkastelu-vuosina satovahinkoalat ovat vaihdelleet välillä 0,4–3,1 %, joten nämä muutokset eivät aiheuta suurta epävarmuutta tuloksiin.

Tulevaisuudessa, mikäli ilmastonmuutosta ei saada hillittyä, ilmakehän kasvava CO₂-pitoisuus ja ilmaston lämpeneminen tulevat vaikuttamaan myös peltokasvien kasvuun. Tällöin tarkastelua voivat vaikeuttaa myös kuivuus, kasvitaudit ja tuhohyönteiset. Toisaalta kasvinjalostuksella ja lajikkeen valinnalla voidaan ehkäistä satojen

kannalta haitallisia vaikutuksia. Tarkastelu ei myöskään ota huomioon mahdollisia tulevaisuuden muutoksia viljelypinta-aloissa ja viljelyrakenteessa.

Satotappioiden laskennassa käytetyt otsonin AOT₄₀-arvot perustuivat tausta-asemien keskiarvotietoihin viideltä vuodelta jaoteltuna Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomeen. Mittausten voidaan olettaa täyttävän tarkastelussa vaadittavat tarkkuusvaatimukset.

Viljelykasvien tuottajahintojen määrittämisessä ei ole otettu huomioon hintojen mahdollisia vaihteluja tulevaisuudessa, kuten ei myöskään maailmanmarkkinoiden merkitystä korvaavien raaka-aineiden saatavuudelle. Tarkastelu ei myöskään ota huomioon raaka-aineiden jalostusketjussa tapahtuvaa arvonmuodostusta.

13.4 Metsät

Metsän kasvun osalta epävarmuutta tuloksiin aiheuttavat käytetyn altistus-vaikutusfunktion epätarkkuudet, epävarmuudet metsien kasvutiedoissa, otsonipitoisuuksien käsittelyssä tehdyt valinnat sekä puun arvon määrittämisessä.

Metsien osalta laskennassa käytetty, meta-analyysin perusteella tehty, yksinkertainen altistus-vaikutusfunktio on hyvin karkea. Toisaalta tuloksina saadut metsien kasvun vähenemisestä johtuvat ulkoiset kustannukset ovat myös hyvin alhaisia verrattuna ilmastonmuutoksen ja terveysvaikutusten tuomiin kustannuksiin.

Tulevaisuudessa, nykyisillä metsänkäsittelysuosituksilla puulajisuhteet metsissämme pysyvät ennallaan tai metsät voivat ehkä muuttua hieman havupuuvaltaisemmiksi, mikä voi osaltaan edelleen vähentää otsonin vaikutusta metsän kasvuun.

Tulevaisuudessa tilannetta muuttaa myös hiilidioksidipitoisuuden nousu. Monissa tutkimuksissa on havaittu, että hiilidioksidipitoisuuden nousu voi kompensoida lisääntyneen otsonipitoisuuden aiheuttamaa kasvutappiota. Kompensaatioissa on paljon lajien sisäistä ja lajien välistä vaihtelua. (Vapaavuori 2011)

Myös muut kasvuun vaikuttavat tekijät, kuten kuivuus, taudit ja tuhohyönteiset, vaikuttavat tilannetta. Tiedot ilmastonmuutoksen ja muiden riskitekijöiden yhteisvaikutuksista ovat vielä puutteelliset, koska niiden kokeellinen tutkiminen on erittäin vaikeaa. Riskit metsien kasvuun voivat siten olla isommat kuin mitä kokeelliset tutkimukset kertovat.

Vaikutusarvioita on tehty pääasiallisesti nuorilla puilla/taimilla verraten lyhytkestoisissa tutkimuksissa. Puut ovat pitkäikäisiä, ja pitkäaikainen altistuminen stressitekijöille heikentää puiden kuntoa ja vastustuskykyä. Niinpä puiden kuolemaan johtaneiden syiden arviointi nyt ja myös tulevaisuudessa on ongelmallista, kun lopullisen ”kuoliniskun” usein aiheuttaa joku tauti tai tuholainen.

Metsänkasvun menetysten laskennassa käytetyt otsonipitoisuudet perustuivat kymmenen mittausaseman keskiarvotietoihin viideltä vuodelta. Mittausten voidaan olettaa täyttävän tarkastelussa vaadittavat tarkkuusvaatimukset.

Arvottamisessa ei ole otettu huomioon raakapuun hintojen mahdollisia vaihteluja tulevaisuudessa, kuin ei myöskään maailmanmarkkinoiden merkitystä korvaavien raa-

ka-aineiden saatavuudelle. Tarkastelu ei myöskään ota huomioon raakapuun jalostusketjussa tapahtuvaa arvonmuodostusta.

13.5 Ilmastonmuutos

Ilmastonmuutoksen arvottamisessa epävarmuustekijät ovat varsin merkittävät, koska vaikutustarkastelun kattavuus, tarkastelun aikajänne ja ylipäättään puutteellinen tietämys mahdollisista pitkän aikavälin vaikutusketjuista vaikuttaa tarkasteluun. Ilmastonmuutoksen erilaisten haittojen arvottamisen vaikeus on tunnustettu kansainvälisessä tutkijayhteisössä. Ilmastonmuutoksen arvottamisessa onkin sittemmin alettu nojaamaan paremmin hallittavaan ohjauskeinojen tehon määrittelyyn. Arvottamisen lähtökohdaksi on otettu ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden tasapainottamiseen johtava fossiilisen energian kysynnän hintaohjaus, jonka tasoa on suhteutettu parhaiten tunnettujen haittavaikutusten taloudellisiin seuraamuksiin. On siis vähennetty pyrkimyksiä määrittää haittakustannusten funktioita kaikille mahdollisille eri puolilla maailmaa tapahtuville vaikutusketjuille.

13.6 Jätteet, jätevedet ja vesistövaikutukset

Itämereen (ja muihin vesistöihin) vesiliikenteestä päätyvien jätteiden tarkastelua rajoittaa ylipäättään heikohko tietämys asianmukaisen jätehuollon ulkopuolelle jäävien jätteiden kokonaismäärästä. Sen lisäksi kuormitus on hyvin hajaluontoista. Joka tapauksessa vesiliikenteestä peräisin oleva jäte on jakeesta riippumatta määrältään useimmissa tapauksissa murto-osa siitä Itämeren kuormituksesta, mikä on peräisin maista. Tämän vuoksi useimpien jättejakeiden vaikutuksista voidaan puhua korkeintaan kuvaavalla tasolla. Määriä tai taloudellisia haittoja ei voida määrittää. Öljyntorjunta muodostaa poikkeuksen, koska sen osalta on mahdollista kuvata haittojen torjumisen ja varautumisen toimenpidekustannuksia.

14 Yhteenveto

14.1 Vaikutukset ja kustannukset yhteensä

Tässä työssä on päivitetty Suomen liikennesektorin päästöjen kokonaiskustannus- ja yksikkökustannusarviot. Työssä on tarkastelu tie-, rautatie- ja vesiliikenteen päästöjä ja pitoisuuksia vuoden 2007 tilanteessa. Päästökustannusten päätulokset esitetään vuoden 2010 hintatasolla (verottomin hinnoin).

Vaikutustarkasteluissa on rajauduttu ilmaan kohdistuvissa päästöissä LIPASTOn esittämiin yhdisteisiin. Työssä on tarkasteltu yhdisteiden aiheuttamien pitoisuuksien vaikutuksia terveyteen (sairastamisen ja kuolleisuuden lisääntyminen) ja kasvillisuuteen (satojen ja metsänkasvun heikentyminen). Lisäksi on tarkasteltu kasvihuonekaasujen aiheuttaman ilmastomuutoksen kustannuksia. Tieliikenteessä on lisäksi tarkasteltu tie- ja katupölyä. Vesiliikenteessä on tarkasteltu myös vesistöihin kohdistuvia jätteitä ja jätevesiä. Polttoaineiden käytön lisäksi on tarkasteltu polttoaineketjujen alkupäätä eli tuotantoa, kuljetuksia, jalostusta ja jakelua.

Taulukossa 69 esitetään eri liikennemuodoista aiheutuvien pienhiukkasten (primäärihiukkaset, sulfaatit ja nitraatit) terveysvaikutukset. Menetettyjä elinvuosia arvioitiin aiheutuvan vuosittain liikenteen pienhiukkasten vuoksi 1 471, mistä aiheutuu noin 81 milj. euron kustannukset. Muita merkittävimpiä kustannusten aiheuttajia ovat krooninen keuhkoputkentulehdus (noin 45 milj. euroa/v) ja rajoittuneen toimintakyvyn päivät (noin 54 milj. euroa/v).

Taulukko 69. Pienhiukkasten terveysvaikutukset ja niiden kustannukset yhteensä vuonna 2007, milj. euroa/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

	Tieliikenne	Vesiliikenne	Rautatie-liikenne ¹	Yhteensä	Kustannukset yhteensä
	Menetettyjä elinvuosia tai tapauksia				milj. euroa/v
Sydän-verisuoni- ja keuhkosairaudet, elinvuosien menetys (YOLL/v)	1 141	112	28	1 281	70,43
Keuhkosityöpä, elinvuosien menetys (YOLL/v)	169	17	4	190	10,45
Krooninen keuhkoputken tulehdus (uusia tapauksia/v)	202	20	5	227	45,41
Rajoittuneen toimintakyvyn päivä (pv/v)	315 327	37 165	7 490	359 983	53,64
Lääkkeiden käyttö, aikuiset astmaatit (tapausta/v)	54 005	5 258	1 315	60 578	1,00
Yskäpäivä, aikuiset astmaatit (pv/v)	55 594	5 413	1 354	62 360	1,25
Alahengitystieoireet, aikuiset astmaatit (pv/v)	20 053	1 952	488	22 494	3,51
Lääkkeiden käyttö, lapsiastmaatit (tapausta/v)	4 691	481	107	5 280	0,09
Yskäpäivä, lapsiastmaatit (pv/v)	8 109	832	186	9 127	0,38
Alahengitystieoireet, lapsiastmaatit (pv/v)	6 255	642	143	7 040	1,08
Rautatieliikenteen sulfaatit ja nitraatit					1,10
Kustannukset yhteensä					188,33

¹ Sarakkeessa vain primäärihiukkasten vaikutukset. YOLL = Years of Life Lost

Eri liikennemuotojen päästöjen kokonaiskustannukset on koottu taulukkoon 70. Polttoaineiden käyttövaiheen päästöjen kustannukset ovat yhteensä noin 820 milj. euroa vuonna 2007 (vuoden 2010 hinnoissa). Yhdessä polttoaineketjujen alkupään päästöjen kanssa kustannuksiksi muodostuu noin 874 milj. euroa ja vesiliikenteen jätteiden ja jätevesien kanssa noin 900 milj. euroa. Suomesta kaukokulkeutuvien päästöjen kustannuksia muissa maissa ei ole arvioitu.

Taulukko 70. Eri liikennemuotojen polttoaineperäisten päästöjen kustannukset vuonna 2007, milj. euroa/vuosi (vuoden 2010 hinnoissa).

	Tieliikenne milj. euroa	Vesiliikenne ¹ milj. euroa	Rautatieliikenne milj. euroa	Yhteensä milj. euroa
Terveysvaikutukset	166,6	17,9	5,1	189,7
Pienhiukkaset ²	166,0	17,2 ³	5,1	188,3
Otsoni	0,6	0,7	0,03	1,3
Kasvillisuusvaikutukset	8,1	9,5	0,41	18,0
Sadot	7,5	8,8	0,38	16,7
Metsät	0,6	0,7	0,03	1,3
Katupöly	12,6	-	-	12,6
Ilmastonmuutos	463,1	127,5	8,8	599,5
Yhteensä	650,4	154,9	14,4	819,7
Polttoaineiden elinkaar- alkuosa	44,4	9,4	0,2	53,9
Yhteensä (polttoai- neiden koko elinkaari)	694,8	164,3	14,6	873,6
Vesiliikenteen jätteet ja jätevedet		26,0		
YHTEENSÄ	694,9	190,3	14,6	899,6

¹ Ilmastonmuutosta lukuun ottamatta vaikutukset on laskettu vain merialueilla tapahtuvalle vesiliikenteelle, sillä sisävesiliikenteen vaikutukset arvioitiin hyvin pieniksi.

² Sisältää primääri- ja sekundäärihiukkasten vaikutukset.

³ Sisältää vain kaupparenkulun vaikutukset.

Liikenteen osuus kaikista päästölähteistä aiheutuvien päästöjen kustannuksista Suomessa vaihtelee huomattavasti päästölajeittain ja vaikutusluokittain. Tässä selvityksessä mukana olleiden kasvihuonekaasujen (CO₂, CH₄ ja N₂O) päästöt Suomen kaikista lähteistä olivat 77,4 milj. tonnia CO₂-ekvivalenttia vuonna 2007, josta liikenteen osuus on 21 %. Otsonin terveysvaikutusten kokonaiskustannuksiksi arvioitiin tässä selvityksessä 28 milj. euroa, satotappioiden 340 milj. euroa ja metsien kasvun vähenemisen 27 milj. euroa. Liikenteen osuus näistä kustannuksista on noin 5 % luokkaa. Pienhiukkasten terveysvaikutusten kustannuksia ei ole arvioitu tässä tai muissa selvityksissä valtakunnallisesti. Käyttämällä Hännisen ym. (2010) valtakunnallisia vaikutusarvioita (ks. luku 5.1) ja tässä selvityksessä muodostettuja terveysvaikutusten yksikkökustannuksia (ks. luku 6.2.6) voidaan muodostaa arvio haitan suuruusluokasta. Kyseisessä selvityksessä pienhiukkasten arvioitiin aiheuttavan 1 800 ennenaikaista kuolemantapausta (18 000 YOLL), 1 200 uutta kroonista keuhkoputkentulehdusta ja 2,1 miljoonaa vakavaa oirepäivää (rajoittuneen toimintakyvyn päivä). Kun tältä pohjalta kustannusten voidaan arvioida olevan 1 543 milj. euroa, muodostuu liikenteen osuudeksi 12 %. Arvio on karkea, mutta vastaa liikenteen osuutta valtakunnallisista hiukkaspäästöistä.

14.2 Yksikkökustannukset

Taulukossa 71 esitetään päästömäärille kohdistetut eri yhdisteiden keskimääräiset yksikkökustannukset. Yksikkökustannukset on eriytetty tieliikenteelle ja rautatieliikenteelle eri liikenneympäristössä, mutta vesiliikenteelle käytetään samoja yhdistekohtaisia yksikkökustannuksia kaikissa liikenneympäristöissä primäärihiukkasia lukuun ottamatta.

Hiukkasten (primäärihiukkaset), rikkidioksidin (SO₂) ja typen oksidien (NO_x) yksikköarvoissa on eroja eri liikennemuotojen ja liikenneympäristöjen välillä. Erityisesti tieliikenteen hiukkasten yksikköarvoissa on suuriakin eroja eri liikenneympäristöissä (taulukko 71). Hiilivetyjen (HC) ja kasvihuonekaasujen (CO₂, CH₄ ja N₂O) yksikkökustannukset ovat samat kaikille liikennemuodoille eri liikenneympäristöissä.

Taulukko 71. Päästöjen yksikkökustannukset eri liikennemuodoilla, euroa/tonni (vuoden 2010 hinnoissa).

	Tieliikenne	Vesiliikenne	Rautatieliikenne		
			Diesel, asemakau-pungit	Diesel, muut alueet	Sähkö
Primäärihiukkaset	ks. taulukko alla	väylä 3 016 ² satama 6 314 ²	76 743	5 334	437
SO ₂	-	345 ²	-	-	345
NO _x	ks. taulukko alla	282	533	265	533
HC (ml. CH ₄ ¹)	30	30	30	30	30
Kasvihuonekaasut:					
CO ₂	37	37	37	37	37
CH ₄	777	777	777	777	777
N ₂ O	11 470	11 470	11 470	11 470	11 470

¹ Tätä arvoa sovelletaan CH₄:lle tarkasteltaessa sen vaikutuksia otsonin muodostukseen. Lisäksi CH₄:llä on haittoja ilmastomuutoksen kautta, joten sen kokonaishaitaksi kaikilla liikennemuodoilla muodostuu 807 euroa/tonni.

² Sovelletaan kauppamerenkululle.

Tieliikenne	Primäärihiukkaset yksikkökustannus euroa/tonni	NO _x yksikkökustannus euroa/tonni
Pääkaupunkiseutu	233 417	1 795
Suuret kaupungit (Tampere, Turku, Oulu)	197 555	856
Keskisuuret kaupungit (asukasluku 50 000–100 000)	53 460	
Pienet kaupungit (asukasluku 10 000–50 000)	28 319	285
Muut kunnat	7 974	

14.3 Vertailua aikaisempiin tuloksiin

Viimeisen 10–15 vuoden aikana tapahtunut terveydelle ja luonnolle haitallisten liikenteen päästöjen väheneminen on alentanut päästöjen haittakustannusten kokonaistasoa (vrt. taulukot 70 ja 72). Kun Suomen tie-, rautatie- ja vesiliikenteen päästökustannuksiksi arvioitiin aiemmin yhteensä noin 1,1 miljardia euroa vuoden 2010 hinnoissa (ilman katupölyä ja Itämereen päätyviä jätteitä), niin nyt vastaavat kustannukset olivat yhteensä 861 milj. euroa. Terveys- ja luontovaikutusten merkitys alentui ja ilmastomuutoksen merkitys nousi.

Tulosten eroihin vaikuttavat kuitenkin myös laskentamenetelmässä tapahtuneet muutokset. Ennen kaikkea menetetyille elinvuosille (YOLL) on määritetty nyt aiempaa alhaisempi arvo. Lievien oireiden arvostuksia on taas korotettu jonkin verran aiempaan nähden. Kasvihuonekaasujen tarkastelutapa ja arvottaminen on muuttunut vain vähän, mutta päästöjen kokonaismäärä on sen sijaan kasvanut.

Aiemmin tieliikenteen päästökustannuksiksi arvioitiin yhteensä 884 milj. euroa (vuoden 2010 hintatasossa esitettynä; ilman katupölyn kustannuksia), kun nyt vastaava tulos on 682 milj. euroa. Tieliikenteen päästöjen terveyshaittojen arvo on enemmän kuin puolittunut aiemmasta. Merkittävä syy tähän on päästöjen (hiukkaset ja typenoksidit) väheneminen, mutta myös menetettyjen elinvuosien selvästi aiempaa alhaisempi arvostus. Tieliikenteen energiankulutuksen kasvu on kuitenkin lisännyt ilmastomuutoksen kustannuksia.

Taulukko 72. Eri liikennemuotojen päästöjen kustannukset vuonna 2000, milj. euroa (vuoden 2010 hinnoissa; ml. elinkaaren alkuosa) (Hämekoski & Tervonen 2003).

	Tieliikenne milj. euroa	Vesiliikenne milj. euroa	Rautatieliikenne milj. euroa	Yhteensä milj. euroa
Terveys- ja kasvillisuusvaikutukset	483	41	3	527
Ilmastomuutos	401	123	12	536
Yhteensä	884	164	15	1 063

Vesiliikenteen päästökustannuksiksi arvioitiin aiemmin yhteensä 164 milj. euroa (vuoden 2010 hinnoissa; ilman ulkomaille kulkeutuvaa osuutta ja ilman vesistöön päätyviä jätteitä), ja nyt vastaava tulos on sama 164 milj. euroa. Terveys- ja kasvillisuusvaikutusten kustannukset alenivat jonkin verran, mutta ilmastomuutoksen kustannukset nousivat hieman energiankulutuksen lisääntyttyä.

Rautatieliikenteen päästökustannuksiksi arvioitiin aiemmin yhteensä 15 milj. euroa (vuoden 2010 hinnoissa), kun nyt tulos on 14,6 milj. euroa.

Koska liikenteen kokonaismäärä on lisääntynyt 2000-luvulla kaikilla liikennemuodoilla, voidaan liikenteen päästökustannusten vähenemistä ja ennallaan pysymistäkin pitää suotuisana kehityksenä.

Pienhiukkasten, jotka ovat keskeisimpiä terveyshaittoja aiheuttavia yhdisteitä, yksikkökustannus ei ole juurikaan muuttunut aiempiin arviointeihin nähden. Kutakuinkin sama pätee typen oksideihin. Kasviuonekaasujen yksikkökustannukset ovat säilyneet ennallaan indeksikorjausta lukuun ottamatta koska arvottamisperustetta ei ole muutettu.

Lähteet

Kirjallisuus

AEA (2009). Cost-Benefit Analysis to Support the Impact Assessment accompanying the revision of Directive 1999/32/EC on the Sulphur Content of Certain Liquid Fuels. Final Report to the European Commission. AEA Technology. December 2009.

Adaros, G., Weigel, H.J. & Jäger, H.J. (1990). Effects of incremental ozone concentrations on the yield of bush beans (*Phaseolus vulgaris* var. *nanus* (L.) Aschers.). *Gartenbauwissenschaft* 55, 162–167.

Adaros, G., Weigel, H.J. & Jäger, H.J. (1991a). Single and interactive effects of low levels of O₃, SO₂ and NO₂ on the growth and yield of spring rape. *Environmental Pollution* 72, 269–286.

Adaros, G., Weigel, H.J. & Jäger, H.J. (1991b). Concurrent exposure to SO₂ and/or NO₂ alters growth and yield responses of wheat and barley to low concentrations of O₃. *New Phytologist* 118, 581–591.

Alaviippola, B. & Pietarila, H. (2011). Ilmanlaadun arviointi Suomessa, pienhiukkaspitoisuudet (PM_{2.5}). Ilmatieteen laitos. Raportti 5.10.2011.

Andersen, J.Z., Raaschou-Nielsen, O., Ketzel, M., Jensen, S.S., Hvidberg, M., Loft, S., Tjønneland, A., Overvad, K. and Sørensen, M. (2012). Diabetes Incidence and Long-Term Exposure to Air Pollution, A cohort study. *American Diabetes Association. Diabetes Care* 35:92–98, 2012.

Bender, J., Bramm, A. & Weigel, H.J. (1999). On the importance of cultivar, growth duration, sink capacity, and yield quality for the sensitivity of sugar beet to ozone. In: *Critical Levels for Ozone—Level II. Environmental Documentation No. 115. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape, Bern, Switzerland*, pp. 215–218.

Bermejo, V. (2002). Efectos del ozono sobre la producción y la calidad de frutos de *Lycopersicon esculentum*. Modulación por factores ambientales. Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Universidad Autónoma de Madrid. PhD Thesis.

Bickel, P. & Friedrich, R. eds. (2005). *ExternE, Externalities of Energy. Methodology 2005 Update*. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung — IER. Universität Stuttgart, Germany Directorate-General for Research. Sustainable Energy Systems.

Brinkman, M., Fankhauser, S., Irons, B. & Weyers, S. (2009). The carbon market in 2020: volumes, prices and gains from trade. Centre for Climate Change Economics and Policy. University of Leeds. Working Paper No. 11.

Calel, R. (2011). Climate change and carbon markets: a panoramic history. Centre for Climate Change Economics and Policy. University of Leeds. Working Paper No. 52.

Calvo, E. (2003). Efectos del ozono sobre algunas hortalizas de interés en la cuenca mediterránea occidental. Universitat de Valencia. PhD Thesis.

Carlsson, F. & Johansson-Stenman, O. (2000). Willingness to pay for improved air quality in Sweden. *Applied Economics*, 2000, 32, 661-669.

CE Delft (2008). Handbook on estimation of external costs in the transport sector. Produced within the study Internalisation Measures and Policies for All external Costs of Transport (IMPACT). Commissioned by the European Commission DG TREN.

Corbett, J.J., Winebrake, J.J., Green, E.H., Kasibhatla, P., Eyring, V. & Lauer, A. (2007). Mortality from Ship Emissions: A Global Assessment. *Environmental Science & Technology* 2007, Vol. 41, No. 24, ss. 8512-8518.

Corrosion and Metals Research Institute (KIMAB) (2007). Assessment of Air Pollution Effects on Cultural Heritage – Management Strategies, Specific Targeted Research Project (STREP) Priority 8.1 Policy-oriented Research, Deliverable 17, Verified indicators and threshold levels for cultural heritage.

Donnelly, A., Craigon, J., Black, C.R., Colls, J.J. & Landon, G. (2001). Elevated CO₂ increases biomass and tuber yield in potato even at high ozone concentrations. *New Phytologist* 149, 265-274.

Downing, T., Anthoff, D., Butterfield, R., Ceronsky, M., Grubb, M., Guo, J., Hepburn, C., Hope, C., Hunt, A., Li, A., Markandya, A., Moss, S., Nyong, A., Tol, R. & Watkiss, P. (2005). Social Cost of Carbon: A Closer Look at Uncertainty. Final Project Report November 2005. Swedish Environmental Institute.

Drogoudi, P.D. & Ashmore, M.R. (2000). Does elevated ozone have differing effects in flowering and deblossomed strawberry? *New Phytologist* 147, 561-569.

Dusseldorp, A., Kruize, H., Brunekreef, B., Hofschreuder, P., de Meer, G. & van Oudvorst, A.B. (1995). Association of PM₁₀ and airborne iron with respiratory health of adults near a steel factory. *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine* 152, 1932-1939.

EEA (2012): AirBase, observed concentration map for PM_{2.5} in 2010. European Environment Agency.

<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/airbase-exchange-of-information-3> (tieto haettu 22.2.2012).

EEA (2009). Spatial assessment of PM₁₀ and ozone concentrations in Europe (2005). European Environment Agency Technical Report 1/2009. 54 pp. Copenhagen. http://www.eea.europa.eu/publications/spatial-assessment-of-pm10-and-ozone-concentrations-in-europe-2005-1/at_download/file (accessed 10 July 2009).

Energia-Ekono Oy (Otterström, T., Gynther, L. & Laurikka, H.) (1998). Ympäristökustannusten arviointimenetelmät. Ympäristöministeriö. Suomen ympäristö 205. Helsinki.

Fankhauser, S. (2009). The costs of adaptation. Centre for Climate Change Economics and Policy. University of Leeds. Working Paper No. 7.

Finnan, J.M., Burke, J.I. & Jones, M.B. (1997). An evaluation of indices that describe the impact of ozone on the yield of spring wheat (*Triticum aestivum* L.). *Atmospheric Environment* 31, 2685–2693.

Friedrich, R. & Bickel, P. (eds.) (2001/2010). *Environmental External Costs of Transport*. Stuttgart.

Fuhrer, J., Skärby, L. & Ashmore, M.R. (1997). Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. *Environmental Pollution* 97 (1–2), 91–106.

Fumagalli, I., Ambrogio, R. & Mignanego, L. (1999). Ozone in southern Europe: UN/ECE experiments in Italy suggest a new approach to critical levels. In: *Critical Levels for Ozone—Level II*. Environmental Documentation No. 115. Swiss Agency for Environment, Forest and Land-scape, Bern, Switzerland, pp. 239–242.

Gelang, J., Pleijel, H., Sild, E., Danielsson, H., Younis, S. & Sellden, G. (2000). Rate and duration of grain filling in relation to flag leaf senescence and grain yield in spring wheat (*Triticum aestivum*) exposed to different concentrations of ozone. *Physiologia Plantarum* 110, 366–375.

Gynther, L., Otterström, T. & Vesa, P. (1998). Halukkuus maksaa puhtaammasta ilmanlaadusta. Electrowatt-Ekono Oy. TEKES:n SIHTI 2-tutkimusohjelma.

Hassan, I.A., Bender, J. & Weigel, H.J. (1999). Effects of ozone and drought stress on growth, yield and physiology of tomatoes (*Lycopersicon esculentum* Mill. Cv. Baladey). *Gartenbauwissenschaft* 64, 152–157.

Hasund, K., Hedvåg, L. & Pleijel, H. (1990). Ekonomiska konsekvenser av det marknära ozonets påverkan på jordbruksgrödor. Naturvårdsverket, rapport 3862. Solna.

Heagle, A.S., Cure, W.W. & Rawlings, J.O. (1985). Response of turnips to chronic doses of ozone in open-top field chambers. *Environmental Pollution (Series A)* 38, 305–319.

Heck, W.W., Dunning, J.A., Reinert, R.A., Prior, S.A., Rangappa, M. & Benepal, P.S. (1988). Differential responses of four bean cultivars to chronic doses of ozone. *Journal of American Society for Horticultural Science* 113, 46–51.

HELCOM (2012). Annual HELCOM report on illegal discharges observed during aerial surveillance. Helsinki Commission.

HELCOM (2010). Maritime Activities. HELCOM Baltic Sea Action Plan Stakeholder Conference 2010, Helsinki Finland, 3 March 2010.

Helenius, A. & Holm, M. (2010). Itämeren tulokaslajit ja menetelmät niiden leviämisen estämiseksi. Opinnäytetyö. Kymenlaakson ammattikorkeakoulu. Merenkulun koulutusohjelma.

Helin-Salmivaara, A., Mäkinen, R. & Haahtela, T. (2005). Uusien astmapotilaiden lääkehoito vaihtelee alueittain suuresti. *Suomen Lääkärilehti* 8/2005.

Helmisaari, H. (2012). Haitallisten vieraslajien torjuntaan järjestelmällisesti – kansallisen vieraslajistrategian avulla. 7.3.2012. Suomen ympäristökeskus.

Hengityслиitto (2011). Hengityслиiton www-sivut osoitteessa <http://www.heli.fi/Etusivu/>. Tieto haettu 11.11.2011.

Hietala, M. (2011). Öljyntorjunta Suomessa. 30–31.3.2011. Mutku-päivät Hämeenlinna. SYKE.

Huhtala, A. & Samakovlis, E. (2003). Green Accounting, Air Pollution and Health. Working Paper No. 82, April 2003. The National Institute of Economic Research. Stockholm.

Huhtala, A., Ahtiainen, H., Ekholm, P., Fleming-Lehtinen, V., Heikkilä, J., Heiskanen, A., Helin, J., Helle, I., Hyytiäinen, K., Hällfors, H., Iho, A., Koikkalainen, K., Kuikka, S., Lehtiniemi, M., Mannio, J., Mehtonen, J., Miettinen, A., Mäntyniemi, S., Peltonen, H., Pouta, E., Pylkkö, M., Salmiovirta, M., Verta, M., Vesterinen, J., Viitasalo, M., Viitasalo-Frösen, S. & Väisänen, S. (2009). The economics of the state of the Baltic Sea. Pre-study assessing the feasibility of a cost-benefit analysis of protecting the Baltic Sea ecosystem. Sektoritutkimuksen neuvottelukunta. Kestävä kehitys.

Hujanen, T., Kaipainen, S., Tuominen, U. & Pekurinen, M. (2008). Terveystenhuollon yksikkökustannukset Suomessa vuonna 2006. Stakesin työpapereita 3/2008.

Hurley, F., Hunt, A., Cowie, H., Holland, M., Miller, B., Pye, S. & Watkiss, P. (2005). Methodology Paper (Volume 2) for Service Contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme. AEA Technology Environment, 133 pp.

Hämeikoski, K. & Tervonen, J. (2003). Liikenteen päästökustannukset. Päivitys ja yhteenveto. Liikenne- ja viestintäministeriön mietintöjä ja muistioita B 29/2003.

Hänninen, O. (2012). Kansanterveyden ympäristöuhat puntarissa – ilmansaasteet merkittävässä roolissa. Terveysten ja hyvinvoinnin laitos, Ympäristöterveyden osasto. Ympäristö- ja terveys -lehti 3/2012.

Hänninen, O. & Knol, A. (eds.) (2011). European Perspective on Environmental Burden of Disease – Estimates for Nine Stressors in Six European Countries. National Institute for Health and Welfare. Report 1/2011. Helsinki 2011.

Hänninen, O., Leino, O., Kuusisto, K., Komulainen, K., Priha, E., Meriläinen, P., Haverinen-Shaughnessy, U. & Pekkanen, J. (2010). Elinympäristön terveystriskit. Terveysten ja hyvinvoinnin laitos. 25.8.2010. (Ympäristö ja terveys -lehti 3/2010)

IER (2006). Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment (HEATCO). Deliverable 4. Economic values for key impacts valued in the Stated Preference Surveys.

IER (2004a). Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment (HEATCO). Deliverable 5. Proposal for Harmonised Guidelines. <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/>

IER (2004b). NewExt. New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies. University of Stuttgart.

Iikkanen, P. & Mukula, M. (2008). Alusliikenteen onnettomuuksien kustannukset. Merenkululaitoksen julkaisuja 2/2008.

Ilmanlaatuportaali (2012). www.ilmanlaatu.fi. Ympäristöministeriö ja Ilmatieteen laitos. Tiedot noudettu 23.1.2012.

Jolma, K. (2009). Kokonaisselvitys valtion ja kuntien öljyntorjuntavalmiuden kehittämisestä 2009–2018. SYKE.

JRC (2012). Joint Research Centre. <http://iet.jrc.ec.europa.eu/about-jec/welcome-jec-website>

Kajalo, M., Hoppula, K. & Hoppula, K. (2012). Mansikan ja vadelman kasvihuonetuotannon talous Pohjois-Suomessa. Oulun yliopisto, Kajaanin tutkimuskeskus. Maataloustieteen päivän 2012.

Kansaneläkelaitos (2009). Kelan tilastollinen vuosikirja 2008.

Korjus, T. (2012). Kustannuslaskenta katupölyn torjuntamenetelmissä. Espoon kaupunki. Katupölyseminaari 25.1.2012.

Kucera, V. (toim.). (2004). ICP Mapping Manual 2004, 4 Mapping of Effects on Materials. International Co-operative Programme on Effects on Materials including Historic and Cultural Monuments. Internet-sivut: www.icpmapping.org.

Kupiainen, K., Pirjola, L., Viinanen, J., Stojilkovic, A. & Malinen, A. (2009). Katupölyn päästöt ja torjunta. KAPU-hankkeen loppuraportti. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 13/2009.

Köllner, B. & Krause, G.H.M. (2000). Changes in carbohydrates, leaf pigments and yield in potatoes induced by different ozone exposure regimes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 149–158.

Lawson, T., Craigon, J., Black, C.R., Colls, J.J., Tulloch, A.M. & Landon, G. (2001). Effects of elevated carbon dioxide and ozone on the growth and yield of potatoes (*Solanum tuberosum*) grown in open-top chambers. *Environmental Pollution* 111, 479–491.

Liikennevirasto (2011a). Rautateiden henkilö- ja tavaraliikennetilastot 1990–2010.

Liikennevirasto (2011b). Ulkomaan meriliikennetilasto 2010.

Liikennevirasto (2011c). Kotimaan vesiliikennetilasto 2010.

Liikennevirasto (2011d). Saimaan kanavan ja muiden sulkukanavien liikennetilasto 2010.

Liikennevirasto (2011e). Liikenneväylien hankearvioinnin yleisohje. Liikenneviraston ohjeita 13/2011.

Marine Systems Institute at Tallinn University of Technology. SNOOP WP3: Effects on marine environment. 10-year simulation using repeated atmospheric NO_x load. Ur-

mas Ruadesep, Jaan Laanemets, Ilma Maljutenko. Internet-sivustolla:
<http://snoop.fmi.fi/?q=node/2>

McCool, P.M., Musselman, R.C. & Teso, R.R. (1987). Air pollutant yield-loss assessment for four vegetable crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 20, 11–21.

McLean, D.C. & Schneider, R.E. (1976). Photochemical oxidants in Yonkers, New York: effects on yield of bean and tomato. *Journal of Environmental Quality* 5, 75–78.

Meister, K., Johansson, C. & Forsberg, B. (2012). Estimated Short-Term Effects of Coarse Particles on Daily Mortality in Stockholm, Sweden. *Environmental Health Perspectives* 120:431–436.

Mellin, A. & Nerhagen, L. (2010). Health Effects of Transport Emissions. A review of the state of the art of data and methods used for external cost calculations. Center for Transport Studies CTS. Stockholm.

Merenkulkulaitos (2000). Merenkulkulaitoksen julkaisuja 3/2000. Merenkulkulaitoksen toimeksiannosta Electrowatt-Ekono Oy. ISBN 951-49-0944-5. Helsinki 2000.

METLA (2010). Metsätilastollinen vuosikirja 2010, Metsäntutkimuslaitos, Vantaa, 472 s.

Mills, G., Buse, A., Gimeno, B., Bermejo, V., Holland, M., Emberson, L. & Pleijel, H. (2007). A synthesis of AOT40-base response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops. *Atmospheric Environment* 41, 2630–2643.

Mäkelä, K., Laurikko, J. & Kanner, H. (2008a). Suomen tieliikenteen pakokaasupäästöt LIISA 2007 laskentajärjestelmä. VTT Tutkimusraportti Nro VTT-R-05607-08.

Mäkelä, K., Tuominen, A. & Pääkkönen, E. (2008b): Suomen rautatieliikenteen päästöjen laskentajärjestelmä RAILI 2007. VTT Tutkimusraportti Nro VTT-R- 08701-09.

Mäkelä, K., Järvi, T., Tuominen, A. & Pääkkönen, E. (2008c). Suomen vesiliikenteen päästöjen laskentajärjestelmä MEERI 2007. VTT Tutkimusraportti Nro VTT-R-10323-08.

Mäkelä, K., Auvinen, H., Tuominen, A. & Pääkkönen, E. (2011): Suomen rautatieliikenteen päästöjen laskentajärjestelmä RAILI 2010. VTT Tutkimusraportti Nro VTT-R-07607-11.

Mäkelä, K., Järvi, T., Auvinen, H., Tuominen, A. & Pääkkönen, E. (2012). Suomen vesiliikenteen päästöjen laskentajärjestelmä MEERI 2010. VTT Tutkimusraportti Nro VTT-R-00221-12.

NEEDS (2006). Final report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution. New Energy Externalities Developments for Sustainability. 6th Framework Program.

Neste Oil (2008). Vuosikertomus 2007.

Niemi, J. (2012). Katupölyn päästölaskenta – Apukeino pölynsidonnain ja kevätsiivouksen optimointiin. Helsingin seudun ympäristöpalvelut. Katupölyseminaari 25.1.2012.

Nordhaus, W. (2007). The Stern Review on the Economics of Climate Change. 3 May 2007. <http://nordhaus.econ.yale.edu/>

Nordhaus, W. (2008). A Question of Balance. Weighting the Options on Global Warming Policies. Yale University Press.

Norwegian Meteorological Institute (2009). Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe in 2007. EMEP Report 1/2009. ISSN 1504-6109 (print).

Ollerenshaw, J.H., Lyons, T. & Barnes, J.D. (1999). Impacts of ozone on the growth and yield of field-grown winter oilseed rape. *Environmental Pollution* 104, 53–59.

Parry, M., Arnell, N., Berry, P., Dodman, D., Fankhauser, S., Hope, C., Kovats, S., Nicholls, R., Satterthwaite, D., Tiffin, R. & Wheeler, T. (2009). Assessing the costs of adaptation to climate change. A review of the UNFCCC and other recent estimates. Grantham Institute for Climate Change. Imperial College. London.

Pell, E.J., Pearson, N.S. & Vinten-Johansen, C. (1988). Qualitative and quantitative effects of ozone and/or sulphur dioxide on field grown potato plants. *Environmental Pollution* 53, 171–186.

Pleijel, H., Danielsson, H., Vandermeiren, K., Blum, C., Colls, J. & Ojanperä, K. (2002). Stomatal conductance and ozone exposure in relation to potato tuber yield-results from the European CHIP programme. *European Journal of Agronomy* 17, 303–317.

Pleijel, H., Danielsson, H., Ojanperä, K., De Temmerman, L., Högy, P., Badiani, M. & Karlsson, P. (2004). Relationships between ozone exposure and yield loss in European wheat and potato — a comparison of concentration- and flux-based indices. *Atmospheric Environment* 38, 2259–2269.

Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K. & Thurston, G.D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long term exposure to fine particulate air pollution. *Journal of the American Medical Association* 287, ss. 1132–1141.

Pope, C.A. & Dockery, D.W. (1992). Acute health effects of PM₁₀ pollution on symptomatic and asymptomatic children. *American Review of Respiratory Disease* 145, 1123–1126.

Rabl, A. (1999). Air pollution and buildings: as estimation of damage costs in France, *ENVIRON IMPACT ASSESS REV* 1999; 19:361–385

Reinert, R.A., Eason, G. & Barton, J. (1997). Growth and fruiting of tomato as influenced by elevated carbon dioxide and ozone. *New Phytologist* 137, 411–420.

Reissell, E., Herse, F., Väänänen, J., Karjalainen, J., Klaukka, T. & Haahtela, T. (2010). Astman hinta Suomessa 1987–2005. Pitkäaikaissairausten hoidon kustannukset ja taloudelliset hyödyt. *Suomen Lääkärilehti* 9/2010.

Retzlaff, W.A., Williams, L.E. & DeJong, T.M. (1997). Growth and yield response of commercial bearing age 'Casselman' plum trees to various ozone partial pressures. *Journal of Environmental Quality* 26, 858–865.

Roemer, W., Hoek, G. & Brunekreef, B. (1993). Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms. *American Review of Respiratory Disease* 147, 118–124.

Sanders, G.E., Colls, J.J. & Clark, A.G. (1992a). Physiological changes in *Phaseolus vulgaris* in response to long-term ozone exposure. *Annals of Botany* 69, 123–133.

Sanders, G.E., Robinson, A.D., Geissler, P.A. & Colls, J.J. (1992b). Yield stimulation of a commonly grown cultivar of *Phaseolus vulgaris* L. at near ambient ozone concentrations. *New Phytologist* 122, 63–70.

Screpanti, A. & De Marco, A. (2009). Corrosion on cultural heritage buildings in Italy: A role for ozone? *Environmental Pollution* 157 1513–1520.

SIKA (2009). Värden och metoder för transportsektorns samhällsekonomiska analys – ASEK 4. SIKA Rapport 2009:3.

Skärby, L. & Jönsson, B. (1988). Effects of ozone on crops in Sweden. *Environmental Pollution* 53, 461–462.

Skärby, L., Selldén, G., Mortensen, L., Bender, J., Jones, M., De Temmerman, L., Wenzel, L. & Fuhrer, J. (1992). Responses of cereals exposed in open-top chambers to air pollutants. In: *Air Pollution Research Report 46. Effects of Air Pollution on Agricultural Crops in Europe*. Commission of the European Communities, pp. 241–260.

Spackman, M. (2011). Government discounting controversies: The valuation of social time preference. Centre for Climate Change Economics and Policy. University of Leeds. Working Paper No. 68.

Stern, N. (2006). *Stern Review: The Economics of Climate Change*.

Söderqvist, T. & Hasselström, L. (2008). The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Existing information and knowledge gaps. Swedish Environmental Protection Agency. Report 5874. December 2008.

Takemoto, B.K., Olszyk, D.M., Johnson, A.G. & Parada, C.R. (1988). Yield responses of field-grown crops to acidic fog and ambient ozone. *Journal of Environmental Quality* 17, 192–197.

Temple, P.J. (1990). Growth and yield responses of processing tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) cultivars to ozone. *Environmental and Experimental Botany* 30, 283–291.

Temple, P.J. (1991). Variations in responses of dry bean cultivars to ozone. *Agriculture, Eco-systems, and Environment* 36, 1–11.

Temple, P.J., Clifton-Taylor, O. & Benoit, L.F. (1985). Effects of ozone on yield of two field grown barley cultivars. *Environmental Pollution* 39, 217–225.

Temple, P.J., Jones, T.E. & Lennox, R.W. (1990). Yield loss assessments for cultivars of broccoli, lettuce, and onion exposed to ozone. *Environmental Pollution* 66, 289–299.

Temple, P.J. & Taylor, O.C. (1985). Combined effects of peroxyacetyl nitrate and ozone on growth of 4 tomato cultivars. *Journal of Environmental Quality* 14, 420–424.

Tervonen, J. (2010). Liikenteen päästökustannusten päivittäminen – Esiselvitys. Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä 46/2010. Verkkojulkaisu.

Tike (2010a). Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskuksen Internet-sivut osoitteessa www.maataloustilastot.fi. Tieto noudettu 8.12.2011.

Tike (2010b). Maatilatilastollinen vuosikirja 2010. Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus.

Tilastokeskus (2011). Ympäristötilasto – Vuosikirja 2011.

Tilastokeskus (2010). Palkat ja työvoimakustannukset 2009.

Tilastokeskus (2008). Energiatilasto – Vuosikirja 2008.

Tol, R. (2009). The Economic Effects of Climate Change. *Journal of Economic Perspectives* – Volume 23, Number 2, Spring 2009. Pages 29–51.

Tonneijck, A.E.G. & Van Dijk, C.J. (1998). Responses of bean (*Phaseolus vulgaris* L. cv. Pros) to chronic ozone exposure at two levels of atmospheric ammonia. *Environmental Pollution* 99, 45–51.

Vainio, M. & White, S. (2009). Valuation in decision making in the EU. VERHI conference, Prague 18 September 2009. ECHA European Chemical Agency.

Vlachokostas, C., Achillas, C., Slini, T., Moussiopoulos, N., Banias, G. & Dimitrakakis, I. (2011). Willingness to pay for reducing the risk of premature mortality attributed to air pollution: a contingent valuation study for Greece. *Atmospheric Pollution Research* 2 (2011) 275–282.

VTT. LIPASTO-tietokanta Internet-osoitteessa <http://www.lipasto.vtt.fi/>

Watkiss, P., Anthoff, D., Downing, T., Hepburn, C., Hope, C., Hunt, A. & Tol, R. (2005). The Social Cost of Carbon (SCC) Review – Methodological Approaches for Using SCC Estimates in Policy Assessment. Final Report November 2005. Research on behalf of UK Defra.

Watt, J., Jarrett, D. & Hamilton, R. (2008). Dose-response functions for the soiling of heritage materials due to air pollution exposure, *Science of the total environment* 400 (2008) 415–424.

Weuve, J., Puett, R.C., Schwartz, J., Yanosky, J.D., Laden, F. & Grodstein, F. (2012). Exposure to Particulate Air Pollution and Cognitive Decline in Older Women. *Archives of Internal Medicine*. 2012;172(3):219–227.

WHO (2000). Quantification of the Health Effects of Exposure to Air Pollution. European Centre for Environment and Health. Report of a WHO Working Group. Report EUR/01/5026342. 20-22 November 2000. Bilthoven, Netherlands.

WHO (2003). Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. WHO Regional Office for Europe. Report on a WHO Working Group. 13-15 January 2003. Bonn, Germany.

WHO (2006a). World Health Organisation Air Quality Guidelines, Global Update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide. Copenhagen. 484 pp.

WHO (2006b). Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen.

Wittig, V.E., Ainsworth, E.A., Naidu, S.L., Karnosky, D.F. & Long, S.P. (2009). Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. *Glob. Change Biol.* 15, 396-424.

Ympäristöministeriö (2011). Öljysuojarahaston vuosikertomus 2011.

Haastattelut ja tiedonannot

Aakkula, J. (2011). Henkilökohtainen tiedonanto 29.9.2011. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus MTT.

Hänninen, O. (2011/2012). Henkilökohtainen tiedonanto 16.11.2011 ja 14.3.2012. Terveystieteiden ja hyvinvoinnin laitos THL.

Mäkelä, K. (2012). Kirjallinen tiedonanto 15.3. ja 22.3.2012. Tietoja MEERI 2007-laskentajärjestelmästä. VTT.

Tuovinen, J-P. (2012). Henkilökohtainen tiedonanto 17.1.2012. Ilmatieteen laitos.

Vapaavuori, E. (2011). Henkilökohtainen tiedonanto 26.10.2011. Metsäntutkimuslaitos METLA.

Pienhiukkas- ja otsonipitoisuusmäärittelyt liikenteelle ja sähköntuotannolle

Sisällysluettelo

1	JOHDANTO	2
2	TAUSTATIETOA ILMAN EPÄPUHTAUKSISTA.....	2
2.1	Aerosolit.....	2
2.2	Otsoni	4
3	MENETELMIEN KUVAUS.....	6
3.1	Pienhiukkaset.....	6
3.2	Otsoni	10
4	PITOISUUSMÄÄRITYKSET	12
4.1	Primäärit pienhiukkaset	12
4.2	Sekundääriset hiukkaset.....	17
	4.2.1 Sulfaattipitoisuudet.....	19
	4.2.2 Nitraattipitoisuudet	22
4.3	Otsoni	25
5	YHTEENVETO.....	28
	LÄHTEET	29

1 Johdanto

Ilmatieteen laitos arvioi liikenteen päästöjen aiheuttamia pienhiukkasten ja otsonien pitoisuuksia Motiva Oy:n tilauksesta osana Liikenteen päästökustannukset -projektia, jossa on tarkoituksena arvioida liikenteen päästöjen aiheuttamien haittojen kustannuksia. Työssä on määritelty asiantuntija-arviona olemassa oleviin leviämismallilaskelma- ja mittaustuloksiin perustuvia pienhiukkasten (palamisen suorat hiukkaset ja sekundaariset aerosolit) ja otsonin pitoisuustietoja, joita käytetään altistusvaikutusfunktioissa, joilla vaikutuksia arvioidaan kustannuslaskennan pohjaksi.

Pitoisuusarvioiden tuloksena määritettiin erityyppisiä alueita kuten erikokoisten kaupunkien keskusta- ja haja-asutusalueita sekä tausta-alueita kuten maanviljelys- ja metsänhoitoalueita edustavia pitoisuustasoja ja eri liikennemuotojen vaikutusta näihin. Pitoisuusarviointissa keskityttiin tarkastelemaan pienhiukkasten osalta vuosi-keskiarvoja ja otsonin osalta puolestaan AOT_{40^-} ja $SOMO_{35}$ -indeksi-arvoja.

Pitoisuusmäärittelyn keskeisenä haasteena oli arvioida pitoisuustasoja, joiden tulee soveltua edustamaan päästöjen vaikutusten ja kustannusten laskennassa laajoja alueita, vaikka todellisuudessa pitoisuustasot voivat vaihdella tarkasteltavasta kohdealueesta ja mittauspisteen sijainnista riippuen paljonkin. Tästä johtuen pitoisuusarviossa pyrittiin hyödyntämään olemassa olevia ilmanlaadun mittaus- ja mallilaskelmatuloksia riittävän pitkältä ajalta ja sekä useisiin eri tutkimustuloksiin perustuen. Pitoisuusarvojen määrittelyt perustuvat em. tietojen lisäksi Ilmatieteen laitoksen pitkäaikaiseen kokemukseen ja asiantuntemukseen Ilmanlaadusta ja siihen vaikuttavista tekijöistä. Pitoisuusarviot tehtiin Ilmatieteen laitoksen Ilmanlaadun asiantuntijapalveluissa.

2 Taustatietoa ilman epäpuhtauksista

2.1 Aerosolit

Aerosoleilla tarkoitetaan ilmassa leijuvia nestemäisiä tai kiinteitä hiukkasia. Ilmakehän hiukkaset voivat olla peräisin luonnollisista lähteistä tai ne voivat olla ihmisen aikaansaamia. Luonnollisia lähteitä ovat mm. tuulen ilmaan nostama maa-aines, tulivuorten purkaukset, meren pärskeet, metsäpalot ja biogeeniset lähteet, kuten kasvillisuus. Ihmisperäisiä lähteitä ovat mm. erilaisten polttoaineiden polttaminen, teolliset prosessit, maankäyttö ja -muokkaus sekä liikenne. Primääriset hiukkaset siirtyvät hiukkasina suoraan lähteistä ilmakehään, kun taas sekundääriset hiukkaset syntyvät ilmakehässä kaasumaisista komponenteista. Pienhiukkaset voivat kulkeutua ilmassojen mukana jopa tuhansia kilometrejä ja ne poistuvat ilmakehästä tehokkaasti vasta sateen mukana.

Hiukkasten koko on tärkein hiukkasten käyttäytymistä luokitteleva suure. Hiukkasten koko voi vaihdella muutamasta nanometristä muutamaa sataan mikrometriin. Pienimmät hiukkaset lähestyvät kooltaan kaasumolekyylien kokoa. Hiukkasten kokoa käytetään hiukkasten luokittelussa pieniin hiukkasiin (halkaisijaltaan alle $2,5\text{ }\mu\text{m}$:n hiukkaset eli $PM_{2.5}$), karkeisiin (yli $2,5\text{ }\mu\text{m}$:n hiukkaset) tai hengitettäviin hiukkasiin (PM_{10}), joihin puolestaan kuuluvat kaikki halkaisijaltaan alle $10\text{ }\mu\text{m}$ kokoiset hiukkaset.

Erikokoisten hiukkasten kemiallinen koostumus vaihtelee merkittävästi. Ilmakehän pienet hiukkaset ovat yleensä happamia tai neutraaleja ja ne koostuvat tyypillisesti sulfaatti-, ammonium- ja nitraattisuoloista sekä orgaanisista yhdisteistä, alkuainehiilestä ja vedestä. Karkeat hiukkaset ovat puolestaan yleensä emäksisiä tai neutraaleja ja ne koostuvat pääosin maankuoren aineksista ja oksideista sekä merisuolahiuksista.

Aerosolihiukkasilla on vaikutuksia ilmastoon ja ihmisten terveyteen. Hiukkaset sirottavat auringon valoa takaisin avaruuteen jähdyttäen ilmastoa. Hiukkaset voivat myös toimia pilvipisaroiden tiivistymisytiminä, jotka myös sirottavat auringon säteilyä takaisin. Osa hiukkasista kuitenkin absorboi auringon säteilyä itseensä lämmittäen ilmastoa, esim. ns. mustaa hiiltä sisältävät hiukkaset. Hiukkasten terveysvaikutukset riippuvat siitä, kuinka pitkälle hengitysteissä hiukkaset pääsevät kulkeutumaan, sekä hiukkasten kemiallisesta koostumuksesta. Ulkoilman hiukkaset ovat typenoksidien ohella nykyisin merkittävimpiä ilmanlaatuun vaikuttavia tekijöitä Suomen kaupungeissa. Pienhiukkasille altistumisen on arvioitu aiheuttavan meillä vuosittain 1800 ennenaikaista kuolemaa. Pienhiukkasia pidetään länsimaissa haitallisimpana ympäristötekijänä ihmisten terveydelle. Kaupunki-ilman pienhiukkaset lisäävät sairastuvuutta ja kuolleisuutta hengityselinten sairauksiin ja sydän- ja verisuonitauteihin. Lisäksi hiukkaset aiheuttavat oireita erityisesti astmaatikoiden ja muille hengitystiesairauksista kärsiville. Lieviä vaikutuksia kokee satunnaisesti suuri määrä ihmisiä. Vakavia haittoja saavien määrä on pienempi. Pienhiukkasten terveysvaikutukset liittyvät erityisesti polttoperäisiin hiukkasiin. Haitallisia terveysvaikutuksia on havaittu jo melko alhaisissa pienhiukkaspitoisuuksissa, eikä selkeää turvallista kynnyсарvoa ole voitu osoittaa. Vaikutusten mekanismeja ei vielä tarkoin tunneta, minkä vuoksi pienhiukkasten terveysvaikutukset ovatkin laajan tutkimuksen kohteena. (Hänninen ym. 2011)

Ilmanlaatuasetuksessa (Vna 38/2011) on annettu pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudelle raja-arvo $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. EU-maissa voimassa olevat ilmanlaadun raja-arvot ovat sitovia ja ne eivät saa ylittyä alueilla, joissa asuu tai oleskelee ihmisiä. Raja-arvot eivät ole voimassa esimerkiksi teollisuusalueilla tai liikenneväylillä, lukuun ottamatta kevyen liikenteen väyliä. Raja-arvot määrittelevät ilmansaasteille sallitut korkeimmat pitoisuudet. Raja-arvoilla pyritään vähentämään tai ehkäisemään terveydelle ja ympäristölle haitallisia vaikutuksia. Raja-arvon ylittyessä kunnan tai alueellisen ympäristökeskuksen on tiedotettava väestöä ja tehtävä ohjelmia ja suunnitelmia ilmanlaadun parantamiseksi ja raja-arvon ylitysten estämiseksi. Tällaisia toimia voivat olla esimerkiksi määräykset liikenteen tai päästöjen rajoittamisesta. Myös Maailman terveysjärjestö WHO on antanut pienhiukkasille suosituksenomaisia ohjearvoja: vuosikeskiarvopitoisuudelle ohjearvon $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja korkeimmalle vuorokausipitoisuudelle ohjearvon $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2006).

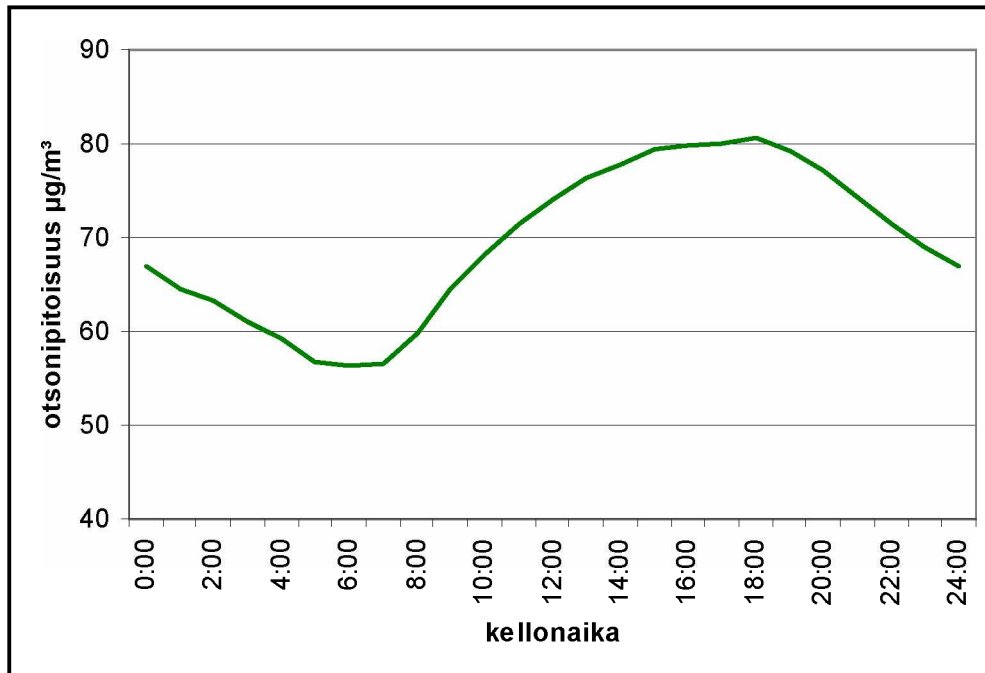
Pienhiukkaspitoisuuden vuosikeskiarvolle määritetty raja-arvo $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alittuu ilmanlaadun mittausten mukaan kaikkialla Suomessa. Pienhiukkasten pitoisuudet ovat suurimmillaan Suomen etelä- ja kaakkoisosissa. Pitoisuudet pienenevät pohjoiseen ja länteen päin mentäessä. Vuosien väliset erot pienhiukkaspitoisuuksissa ovat melko pienet. Ilmansaasteiden kaukokulkeumalla on voimakas vaikutus pienhiukkasten pitoisuuksiin ilmassa. Ajoittain hiukkaspitoisuudet nousevat korkeiksi jopa useiden päivien ajaksi, kun Suomen rajojen ulkopuolelta kulkeutuu maahamme poikkeuksellisen runsaasti hiukkasmaisia epäpuhtauksia. Tällaiset episoditilanteet ilmenevät samanaikaisina kohonneina pitoisuuksina laajoilla alueilla, mikä havaitaan ilmanlaatu-

mittauksissa kohonneina pitoisuuksina useilla mittausasemilla yhtäaikaisesti. Suurimmat pienhiukkaspitoisuudet havaitaan Suomen mittausasemilla kun ilmavirtaukset tulevat etelän ja idän väliseltä sektorilta (Alaviippola & Pietarila 2011). Kaukokulkeumalla on merkittävä vaikutus pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuuksiin Suomessa. Kaukokulkeuma muodostaa huomattavan osan kaupunki-ilman pienhiukkaspitoisuuksista, mikä tasaa kaupunkien välisiä pitoisuuseroja.

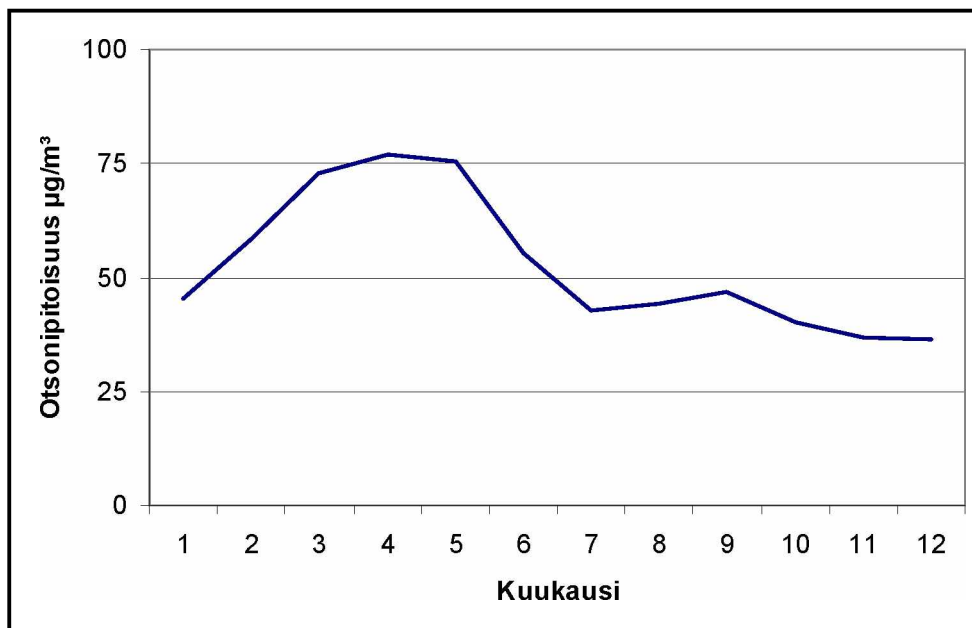
2.2 Otsoni

Otsoni on hapen kolmiatominen molekyyli (O_3). Noin 90 % maapallon kaikesta otsonista sijaitsee ilmakehän yläosassa (stratosfäärissä), jossa se suodattaa maahan tulevasta auringonvalosta elämälle haitalliset lyhytaaltoiset ultraviolettisäteet. Yläilmakehän otsoni syntyy auringon ultraviolettisäteilyn käynnistämistä valokemiallisista reaktioista. Loput otsonista (noin 10 %) sijaitsee ilmakehän alimmassa 10 kilometrissä eli troposfäärissä. Otsonia ei ole päästöissä. Valtaosa alailmakehän otsonista eli maanpintaotsonista syntyy maanpinnan läheisissä ilmakemiallisissa reaktioissa, jossa otsonia sekä syntyy että kuluu. Maanpintaotsonin pitoisuutta säätelevät typen oksidien (NO_x) ja hiilivetyjen (VOC) väliset pitoisuussuhteet ja määrät ilmassa, sekä auringonvalon määrä. Alailmakehässä ja hengitysilmassa otsoni on ihmisille, eläimille ja kasveille haitallinen ilmansaaste.

Maanpintaotsonille on luonteenomaista pitoisuuksien voimakas vaihtelu vuorokaudenajan, vuodenajan ja paikan mukaan. Pitoisuudet ovat korkeita iltapäivisin ja kesäisin ja pienimmillään yöllä sekä talvisaikaan. Tämä käy ilmi kuvista 1 ja 2, joissa on esitetty pitoisuuksia Ilmatieteen laitoksen Ähtärin otsoninmittausasemalta (Ilmanlaatuportaali 2011). Pitoisuusvaihtelut johtuvat siitä, että otsonia muodostavat reaktiot tarvitsevat auringon valoa. Myös muut säätekijät vaikuttavat maanpintaotsonin pitoisuuksiin. Otsonia muodostuu auringon valossa typenoksideja ja hiilivetyjä sisältävän ilman kulkeutuessa tuulten mukana. Korkeimmat otsonipitoisuudet voivatkin esiintyä maaseudulla satojen kilometrien päässä typenoksidien ja hiilivetyjen päästölähteistä. Suomessa kevät- ja kesäkausi on otollisinta aikaa otsoninmuodostukselle. Eteläisillä tuulilla Suomeen voi myös kaukokulkeutua otsonipitoista ilmaa Keski- ja Etelä-Euroopasta.



Kuva 1. Maanpintaotsonin pitoisuuden vuorokausivaihtelu. Pitoisuus on korkeimmillaan valoisaan aikaan. Kuvaajan pitoisuudet (tuntipitoisuuksien kuukausikeskiarvot) ovat peräisin Ähtärin otsonimittausasemalta toukokuulta 2007 (Ilmanlaatuportaali 2011).



Kuva 2. Maanpintaotsonin pitoisuuden vuodenaikaisvaihtelu. Pitoisuus on korkeimmillaan keväällä, kun auringon valo lisääntyy ja ilmakehän valokemialliset reaktiot alkavat tuottaa otsonia. Kuvaajan pitoisuudet (vuorokausipitoisuuksien kuukausikeskiarvot) ovat peräisin Ähtärin otsonimittausasemalta vuodelta 2009 (Ilmanlaatuportaali 2011).

Hengitysilman korkeat otsonipitoisuudet ovat haitallisia ihmisten terveydelle. Otsonin aiheuttamia tyypillisiä oireita ovat silmien, nenän ja kurkun ärsytys. Hengityselinsairailta voivat myös yskä ja hengenahdistus lisääntyä ja toimintakyky heikentyä. Osa

oireista aiheutuu muista otsonin kanssa samanaikaisesti esiintyvistä ilmansaasteista. Otsoni voi myös pahentaa siitepölyjen aiheuttamia allergiaoireita. Kohonneisiin otsonipitoisuuksiin voi liittyä lisääntyntä kuolleisuutta ja sairaalahoitoja. Haitallisia ovat sekä lyhytaikaiset suuret ilman otsonipitoisuudet, että pitkään jatkuva altistuminen normaalia korkeammille otsonipitoisuuksille.

Myös kasvillisuudelle korkeat otsonipitoisuudet ovat haitallisia. Otsonin kasvillisuusvaikutukset ilmenevät jo alhaisemmilla pitoisuustasoilla kuin ihmisellä esiintyvät terveyshaitat. Otsoni vaurioittaa kasvien solukkoa ja häiritsee fotosynteesiä heikentäen siten metsän kasvua ja aiheuttaen viljelyksillä satotappioita. Kasvien herkkyys otsonille vaihtelee paitsi kasvilajeittain, myös kasvuolosuhteiden mukaan.

Otsonille on ilmanlaatuasetuksessa (Vna 38/2011) määritetty tavoitearvot terveyshaittojen ehkäisemiseksi ja kasvillisuuden suojelemiseksi. Terveyshaittojen ehkäisemiseksi otsonin kahdeksan tunnin liukuvan keskiarvon tavoitearvo on $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, joka saa ylittyä enintään 25 päivänä kalenterivuodessa kolmen vuoden keskiarvona. Maa-seudun tausta-asetuksella pitoisuustason ylityksiä tapahtuu vuosittain mutta ylitysmäärät ovat kuitenkin jääneet alle 25:n. Kasvillisuuden suojelemiseksi asetettu AOT_{40} -tavoitearvo on $18\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$ viiden vuoden keskiarvona laskettuna. Yleisölle tulee tiedottaa, jos otsonipitoisuuden tuntiarvo ylittää $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Näin korkeat pitoisuudet ovat Suomessa harvinaisia.

3 Menetelmien kuvaus

3.1 Pienhiukkaset

Leviämismallit

Paikallista ilmanlaatua voidaan arvioida ja ennustaa päästöjen leviämistä kuvaavien tietokonemallien avulla. Leviämismallien avulla on mahdollista kuvata ilmansaasteiden leviämistä ja muutunutta leviämisen aikana, ilmansaasteiden pitoisuuksia ulkoilmassa sekä laskeuman suuruutta. Malleilla voidaan tarkastella erilaisia päästölähteitä ja niiden vaikutuksia ilmanlaatuun, kuten autoliikennettä, teollisuus- ja energiantuotantolaitoksia, laiva- ja juna- ja lentoliikennettä, joko kutakin erikseen tai kaikkia yhdessä. Leviämismallien tuloksina saadut pitoisuustasot esitetään vyöhykkeinä kartalla. Tulokset antavat hyvän yleiskuvan koko kaupunkialueen ilmanlaadusta ja sen vaihtelusta alueittain, eri päästölähteiden vaikutuksesta pitoisuuksiin sekä ilmanlaadun kannalta mahdollisista ongelmakohtista. Mallilaskelmien tuloksia voidaan käyttää mm. liikennesuunnittelun, kaavoituksen tai ympäristövaikutusten arvioinnin (YVA) tukena tai altistusarviointien lähtötietoina. Leviämismalleilla voidaan arvioida jo ennakolta tulevaa ilmanlaatua erilaisissa suunnitteluvaihtoehtoissa. Tulevien tilanteiden tarkasteluissa mallilaskelmat ovatkin ainoa käytettävissä oleva työkalu ilmanlaadun arvioimiseksi.

Ilmatieteen laitoksella on kehitetty leviämismallijärjestelmä kaupunkialueen ilmanlaadun arvioimiseksi. Tällä UDM-FMI (Urban Dispersion Modelling system) leviämismallilla voidaan arvioida pistemäisistä päästölähteistä (piipuista) vapautuvien päästöjen aiheuttamia ilmansaasteiden pitoisuuksia ulkoilmassa. Mallijärjestelmään sisältyy Ilmatieteen laitoksella kehitetty meteorologista aineistoa käsittelevä malli (MPP-FMI, Meteorological preprocessing model) ja varsinainen päästöjen leviämismalli.

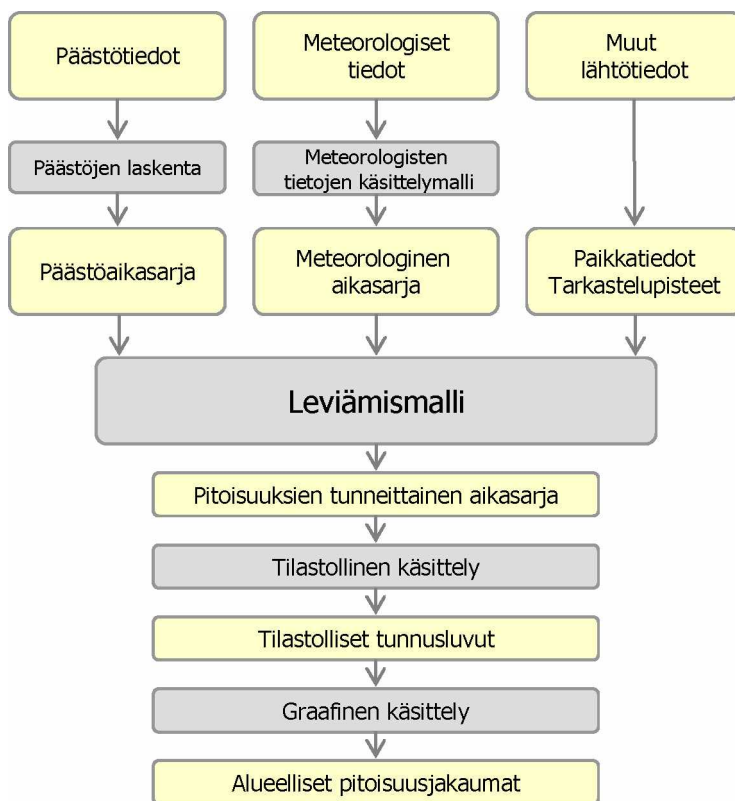
UDM-FMI mallijärjestelmä ottaa huomioon päästöjen nousulisän, savupainuman sekä maaston-muotojen vaikutuksen päästöjen leviämiseen. Mallin tieteelliset perusteet on kuvattu julkaisussa Karppinen ym. (1998). Mallijärjestelmää voidaan käyttää yhdessä tieliikenteen päästöjen leviämismallin kanssa, jolloin saadaan mallinnettua kokonaisen kaupunkialueen kaikkien merkittävimpien päästölähteiden vaikutus ilmanlaatuun. Liikenteen päästöjen leviämisen kuvaamiseen on Ilmatieteen laitoksella kehitetty viivalähdemalli CAR-FMI (Contaminants in the Air from a Road). Viivalähdemallilla voidaan laskea liikenteen päästöjen aiheuttamia pitoisuuksia halutuissa pisteissä eri etäisyyksillä liikenneväylästä. Viivalähdemallissa liikenneväylää kuvataan peräkkäisinä lyhyinä viivoina, joista kustakin vapautuu ympäristöönsä erikseen laskeutuvan suuruinen päästö. Mallin tieteellistä perustaa on kuvattu mm. julkaisussa Karppinen ym. 2000a ja Härkönen ym. 1996. Viivalähdemallia voidaan soveltaa myös laivaliikenteen ja lentoliikenteen päästöjen leviämisen kuvaamiseen.

Leviämismalliin (kuva 3) syötetään lähtötiedoiksi todellisia mitattuja tietoja ilmakemian tilasta halutulta mallinnuksen ajanjaksolta. Tämä meteorologinen aineisto muodostetaan Ilmatieteen laitoksen sääasemien havainnoista tutkimusalueelta lähinnä sijaitsevilta sääasemilta. Lisäksi leviämismallin lähtötiedoksi tarvitaan tiedot päästölähteiden sijainnista, tiedot alueen topografiasta sekä tutkittavien ilmansaasteiden alueelliset taustapitoisuudet. Pistemäisten päästölähteiden osalta lähtötiedoiksi tarvitaan kunkin päästölähteen päästömäärät sekä monenlaisia tietoja savukaasujen ja päästölähteen ominaisuuksista. Liikenteen päästöjen leviämislaskelmissa huomioidaan viivalähteinä tarkasteltavien kadun- ja tienosien sijainti, liikennemäärät, ajoneuvojakaumat ja päästöihin vaikuttavat tekijät, kuten eri ajoneuvotyyppien suoriteosuudet ja nopeusriippuvat päästökerroinfunktiot. Leviämismallilaskelmat suoritetaan Ilmatieteen laitoksen supertietokoneilla. Leviämismallit laskevat ilmansaasteiden pitoisuuksia tunnin aika-askeleella kunnes koko meteorologisten tietojen aikasarja ja päästölähteiden tunneittaiset päästöaikasarjat on käyty läpi (1–3 vuotta = 8 760–26 304 laskentatuntia). Leviämismallit tuottavat tuloksena erilaisia meteorologisia olosuhteita vastaavien pitoisuuksien tunneittaisen aikasarjan, josta voidaan edelleen laskea ilmanlaadun ohjearvoihin ja raja-arvoihin verrannollisia tunnuslukuja tutkimusalueen pitoisuuksille.

Ilmatieteen laitoksella on tehty useita leviämismalliselvityksiä, joissa on tarkasteltu kokonaisen kaupunkialueen tai jopa useista naapurikunnista koostuvan suuremman alueen merkittävimpien päästölähteiden päästöjen vaikutuksia ilmanlaatuun. Pääkaupunkiseudun päästölähteiden aiheuttamia pienhiukkaspitoisuuksia on arvioitu vuonna 2008 tehdyssä tutkimuksessa, jossa huomioitiin tieliikenteen, energiantuotannon, satamatoiminnan ja laivaliikenteen hiukkaspäästöt (Lappi ym. 2008). Selvityksen päästötiedot olivat peräisin vuodelta 2005, joten mallilaskelmat tehtiin samoin vuodelle 2005. Turun seudulle tehtiin vuonna 2009 leviämiselvitys, jossa arvioitiin energiantuotannon, teollisuuden, laivaliikenteen ja autoliikenteen hiukkaspäästöjen leviämistä (Salmi ym. 2009). Selvityksen päästötiedot edustivat vuotta 2007 ja mallilaskelmat tehtiin kolmen vuoden ajanjaksolle 2005–2007. Kouvola ja Iitin seudulle tehtiin vuonna 2010 leviämiselvitys, jossa arvioitiin energiantuotannon, teollisuuden ja autoliikenteen hiukkaspäästöjen leviämistä (Salmi ym. 2010). Selvitys sai jatkoa vuonna 2011, jolloin mallinnettiin lisäksi Kouvola rautatieaseman kautta kulkevien dieselveturijunien ja junien vaihtotyön päästöjen aiheuttamat typpidioksidi- ja hiukkaspitoisuudet (Rasila ja Lovén, 2011). Molempien selvitysten päästötiedot olivat vuodelta 2008 ja mallilaskelmat tehtiin kolmen vuoden ajanjaksolle 2006–2008. Riihimäelle tehtiin ilmanlaatuselvitys vuonna 2011, ja siinä arvioitiin energiantuotannon, teollisuuden ja autoliikenteen hiukkaspäästöjen leviämistä (Salmi ym. 2011). Selvi-

tyksen päästötiedot olivat vuodelta 2009 ja mallilaskelmat tehtiin kolmen vuoden ajanjaksolle 2007–2009. Turun, Kouvolan ja Riihimäen selvityksessä mallinnettiin hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) pitoisuuksia, mutta aineistoista saatiin poimittua erikseen tätä työtä varten tiedot myös pienhiukkasten pitoisuuksista tutkimusalueilla.

Leviämismalliselvityksestä saatuja tuloksia voidaan verrata ilmanlaadun mittausasemilta saatuihin todellisiin mittaustuloksiin samalta ajanhetkeltä, jotta voidaan varmistaa mallinnuksen luotettavuutta ilmanlaadun arviointimenetelmänä, arvioida mallin toimivuutta eri ympäristöissä sekä mallinnuksessa käytettyjen lähtötietojen oikeellisuutta ja edustavuutta. Ilmanlaatuasetuksen (Vna 38/2011) mukainen laatutavoite mallintamisen epävarmuudelle on hiukkasten vuosikeskiarvolle 50 %. Epävarmuus määritetään enimmäispoikkeamana mitatuista ja mallinnetuista raja-arvoihin verrannollisista pitoisuuksista ottamatta huomioon tapahtumien ajoitusta. Turun ja Kouvolan seutujen ilmanlaatuselvityksissä Ilmatieteen laitoksen leviämismallijärjestelmän on todettu antavan mallinnuksen laatutavoitteet täyttäviä tuloksia. Mallinnettujen ja mitattujen hiukkasten vuosipitoisuuksien ero oli näissä tutkimuksissa 4–25 % eri vuosina (Salmi ym. 2009, Salmi ym. 2010).



Kuva 3. Kaaviokuva Ilmatieteen laitoksella kehitettyjen leviämismallien UDM-FMI ja CAR-FMI toiminnasta.

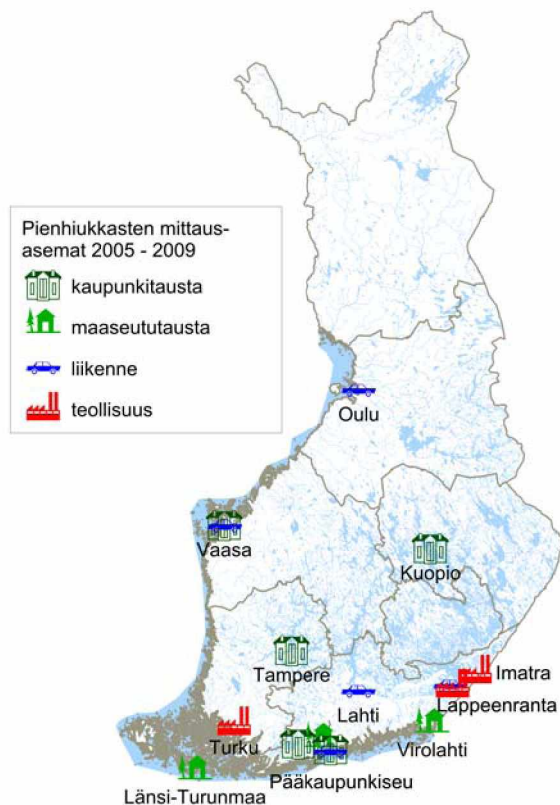
Mittaukset

Kunnat huolehtivat paikallisten olojen edellyttämästä tarpeellisesta ilmanlaadun seurannasta ja tiedotuksesta. Suomessa on noin sata ilmanlaadun mittausasemaa noin 60 kunnan alueella. Usein lähikunnat hoitavat mittaustoimintaansa yhteistyössä. Tällöin ne muodostavat yhteisen mittausverkon. Alueella toimiva päästöjä aiheuttava teollisuus osallistuu usein ilmanlaadun mittaustoiminnan rahoitukseen. Lisäksi Ilma-

tieteen laitos mittaa ilmanlaatua etäällä kaupunkien päästölähteistä sijaitsevilla kahdellakymmenellä tausta-asemalla.

Lähipäästöt vaikuttavat merkittävästi mittausasemalla mitattuihin pitoisuuksiin, mikä vuoksi lähiympäristön kuvausta ja lähipäästöjä käytetään asemien luokittelun perusteena. Kunkin aseman lähiympäristö luokitellaan yhdeksi kolmesta tyypistä: kaupunki, esikaupunki tai maaseutu. Vastaavasti asemalla vaikuttava päästötyyppi on joko liikenne, teollisuus tai tausta (ei lähipäästöjä). Vastaava luokittelu on käytössä koko EU:n alueella, mikä helpottaa asemien välisiä pitoisuusvertailuja.

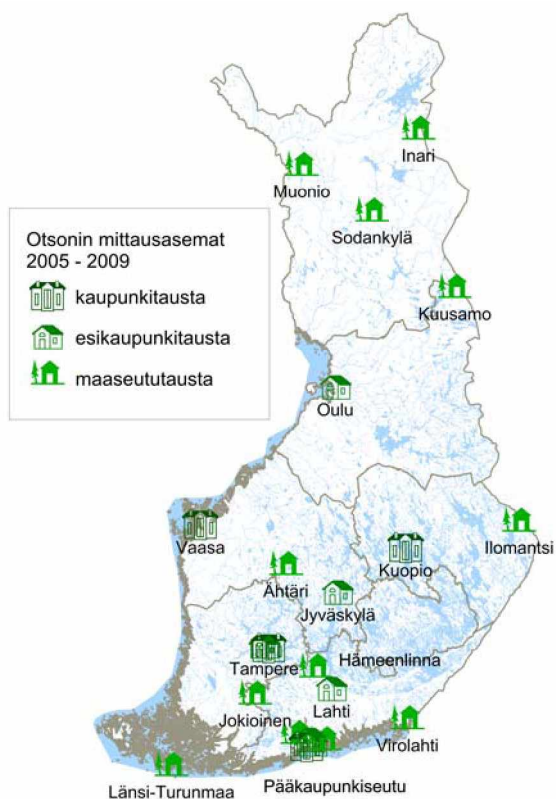
Tässä tutkimuksessa mitattujen pienhiukkaspitoisuuksien tarkasteluajanjaksoksi valittiin vuodet 2005–2009. Tältä ajanjaksolta valittiin lähempään tarkasteluun mittaustulokset 16:lta ilmanlaadun mittausasemalta, joista pohjoisin sijaitsi Oulussa (kuva 4). Mittausasemien mittausjaksot vaihtelivat kolmesta vuodesta koko viiden vuoden ajanjakson kattaneisiin mittauksiin. Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuuksia ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).



Kuva 4. Tässä tutkimuksessa tarkastellut ilmanlaadun mittausasemat, joilla mitattiin pienhiukkaspitoisuuksia vuosina 2005–2009 (Ilmanlaatuportaali 2011).

3.2 Otsoni

Otsonia ei ole päästöissä vaan kaikki ilmakehän otsoni syntyy ilmakehässä tapahtuvien reaktioiden kautta. Ulkoilman otsonipitoisuuksia seurataan ilmanlaadun mittausasemilla eri puolilla Suomea. Ilmatieteen laitos seuraa otsonipitoisuuksia taustalueilla ja kuntien ylläpitämät ilmanlaadun mittausverkot muilla mittausasemilla. Tässä tutkimuksessa tarkasteluajanjaksona olivat vuodet 2005–2009. Tältä ajanjaksolta valittiin lähempään tarkasteluun otsonipitoisuuksien mittaustulokset 16:lta ilmanlaadun mittausasemalta, joista pohjoisin mittausasema sijaitsi Inarissa (kuva 5). Mittausasemien mittausjaksot vaihtelivat yhdestä vuodesta koko viiden vuoden ajanjakson kattaneisiin mittauksiin. Tähän tutkimukseen valittiin edustavia asemia seuraavassa esitettyjen määrittelyjen mukaisesti.



Kuva 5. Tässä tutkimuksessa tarkastellut ilmanlaadun mittausasemat, joilla mitattiin otsonipitoisuuksia vuosina 2005–2009 (Ilmanlaatuportaali 2011).

Otsonin terveysvaikutukset

Otsonin terveysvaikutuksille on olemassa altistus-vaikutusfunktioita, joissa otsonipitoisuus esitetään $SOMO_{35}$ -indeksin avulla. $SOMO_{35}$ (Sum of Ozone Means Over 35 ppb) on kumulatiivinen summapitoisuus ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) kynnsarvon 35 ppb eli $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ylittävistä otsonipitoisuuksista vuoden ajalta. $SOMO_{35}$ -indeksiä määritettäessä tarkastellaan kunkin vuorokauden korkeinta otsonipitoisuuden 8 tunnin liukuvaa keskiarvoa. $SOMO_{35}$ -indeksiin lasketaan yhteen näiden 8 tunnin liukuvien keskiarvojen $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ylittävät pitoisuudet (WHO 2008). Tässä tutkimuksessa käytettiin $SOMO_{35}$ -indeksin laskentajaksona vuosien 2005–2009 otsonin pitoisuusmittauksia. Kullekin

mittausasemalle laskettiin ensin oma indeksi kullekin tarkasteluvuodelle, minkä jälkeen arvoista laskettiin keskiarvo.

SOMO₃₅-indeksin laskentaan valittiin ilmanlaadun mittausasemia, jotka sijaitsevat siellä, missä myös otsonille altistuvat ihmiset asuvat. Tarkasteltaviksi asemiksi valittiin kaupunkien tausta-asemia ja esikaupunkien tausta-asemia. Näistä asemista valittiin edelleen jatkotarkasteluun sellaiset edustavat asemat, joissa otsonipitoisuutta on seurattu vähintään kolme vuotta ajanjaksolla 2005–2009.

Otsonin vaikutukset viljelykasveihin

Otsonin vaikutuksia viljelykasvien satotappioihin tarkastellaan altistus-vaikutus-funktioilla, joissa otsonipitoisuus esitetään altistumisajan ja pitoisuustason yhdistävän AOT₄₀-arvon ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$) avulla. AOT₄₀ (= accumulated exposure over threshold) ilmaisee 40 ppb eli $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ylittävien otsonin tuntipitoisuuksien ja $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pitoisuuden erotuksen summaa laskettuna päivittäisistä otsonin tuntipitoisuuksista. AOT₄₀ lasketaan vuosittain 1.5.–31.7. välisen ajan tuntiarvoista, jotka mitataan klo 9.00–21.00 välisenä aikana Suomen normaaliaikaa, joka on klo 10.00–22.00 Suomen kesäaikaa.

Otsonipitoisuuden AOT₄₀-arvon laskentaan valittiin ilmanlaadun mittausasemia, jotka on luokiteltu maaseudun tausta-asemiksi. Näistä asemista valittiin edelleen jatkotarkasteluun sellaiset edustavat asemat, joissa otsonipitoisuutta on seurattu vähintään kolme vuotta ajanjaksolla 2005–2009.

Otsonin vaikutukset metsiin

Otsonin aiheuttamien metsävaurioiden arvioimiseksi on olemassa altistus-vaikutus-funktioita, jotka ottavat huomioon termisen kasvukauden valoisan ajan otsonipitoisuudet. Terminen kasvukausi on se osa vuotta, jolloin kasvit kasvavat. Metsäntutkimuslaitoksen arvion mukaan Pohjois-Suomen otsonipitoisuudet olisivat niin alhaiset, ettei pitoisuuksilla olisi metsien kasvua haittaavaa vaikutusta ja pitoisuuksia tulisi täten tarkastella vain Etelä-Suomen osalta. Tässä tutkimuksessa on kuitenkin päädytty esittämään otsonin pitoisuustietoja termisen kasvukauden ajalta koko maahan, koska termisen kasvukauden valoisan ajan otsonipitoisuudet ovat melko samansuuruisia koko maassa.

Suomessa termisen kasvukauden katsotaan alkavan, kun vuorokauden keskilämpötila pysyy +5 °C yläpuolella vähintään viiden perättäisen päivän ajan. Vastaavasti kausi päättyy lämpötilan pysyessä +5 °C alapuolella viiden perättäisen päivän ajan. Termisen kasvukauden pituus on Etelä-Suomessa noin 170 ja Pohjois-Suomessa noin 110 vuorokautta. Tässä tutkimuksessa määritettiin termisen kasvukauden pituudet eri puolilla Suomea Ilmatieteen laitoksen tilastoista, käyttäen otsonin mittausasemaa lähinnä sijaitsevan sääaseman tietoja. Kasvukauden pituuden laskentajaksona käytettiin useimmille sääasemille 30 vuoden jaksoa 1971–2000 eli ns. ilmastollista normaalikautta. Jos näin pitkää havaintoaikasarjaa ei ollut saatavilla läheiseltä sääasemalta, kasvukauden pituus määritettiin tilastoista, jotka perustuivat lyhyemmän ajanjakson säähavaintoihin.

Termisen kasvukauden valoisan ajan tunnit määritettiin otsonipitoisuuksien laskentaa varten samalla tavalla kuin AOT₄₀-laskennassa, eli pitoisuuksien määrittämiseen käytettiin otsonin pitoisuusmittauksia, jotka oli mitattu klo 9.00–21.00 välisenä aika-

na Suomen normaaliaikaa. Laskentajaksona käytettiin vuosien 2005–2009 otsonin pitoisuusmittauksia, joista laskettiin kullekin mittausasemalle koko termisen kasvukauden kattava valoisan ajan tuntipitoisuuksien keskiarvo sekä tuntipitoisuuksien kuukausikeskiarvot erikseen joka kuukaudelle termisen kasvukauden ajalle.

Termisen kasvukauden valoisan ajan otsonipitoisuuksien laskentaan valittiin ilmanlaadun mittausasemia, jotka on luokiteltu maaseudun tausta-asemiksi. Näistä asemista valittiin edelleen jatkotarkasteluun sellaiset edustavat asemat, joissa otsonipitoisuutta on seurattu vähintään kolme vuotta ajanjaksolla 2005–2009.

4 Pitoisuusmääritykset

4.1 Primäärit pienhiukkaset

Tässä tarkastellaan pienhiukkasia, jotka syntyvät suoraan palamisesta. Sekundäärisiä hiukkasia tarkastellaan luvussa 4.2.

Pienhiukkasten pitoisuusmäärityksissä on käytetty ensisijaisesti Ilmatieteen laitoksella tehtyjen leviämismallilaskelmien tuloksia (kuvat 7–13). Pienhiukkasten mittaus tuloksia (kuva 6) on käytetty varmistamaan leviämismallilaskelmien pohjalta tehtyjen arvioiden oikeellisuutta. Pitoisuusarvioinneissa on huomioitu tehtyjen leviämismallitutkimusten tarkasteluvuosi ja vertautuvuus nykytilanteeseen sekä mallilaskelmakohteiden erityispiirteet. Esimerkiksi pääkaupunkiseudun mallilaskelmia tarkasteltaessa on otettu huomioon se, että päästötiedot ovat vuodelta 2005 tai osittain jopa sitäkin vanhempia, ja etenkin autoliikenteen määrissä ja päästömäärissä tapahtuu jatkuvasti muutosta. Junaliikenteen pitoisuusarvioinneissa on otettu mm. huomioon se, että Kouvolan junaliikenteen leviämismallinnuksessa saadut pitoisuustulokset edustavat Kouvolan vilkkaasti liikennöityä ratapihaa ja siellä tehtäviä junanvaunujen siirtelytöitä sekä niistä aiheutuvia päästöjä. Koko Suomea edustavissa junaliikenteen päästöjen vaikutusarvioinneissa on huomioitava, että suurimmalla osalla juna-asemista sekä rataosuuksilla päästöt voivat olla tätä pienempiä.

Pienhiukkaspitoisuuksien erot erityyppisten mittausympäristöjen välillä ovat melko pieniä: kaupunkiympäristön päästölähteet kohottavat vuositasolla pitoisuuksia liikenneympäristöissä noin $3\text{--}4\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja kaupunkitausta-alueilla noin $1\text{--}2\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ verrattuna maaseudun taustapitoisuuksiin (Alaviippola & Pietarila 2011). Pienhiukkasten taustapitoisuudesta valtaosa on kaukokulkeutunutta hiukkasainesta. Mallilaskelmien mukaan havaituista pienhiukkaspitoisuuksista vain pieni osa on peräisin kotimaisista päästölähteistä.

Valtaosa ulkoilman pienhiukkaspitoisuuksista aiheutuu autoliikenteen päästöistä ja taustapitoisuudesta. Muiden paikallisten päästölähteiden osuus on hyvin pieni. Turun, Kouvolan ja Riihimäen ilmanlaatuselvityksissä tarkasteltiin eri päästölähteiden vaikutusosuutta ulkoilman hengitettävien hiukkasten pitoisuuksiin (kuva 7). Tutkimuksissa todettiin, että autoliikenne aiheuttaa tarkastelupaikasta riippuen noin 20–50 % hengitettävien hiukkasten vuosikeskiarvopitoisuuksista, taustapitoisuus noin 50–80 % ja laivaliikenne sekä teollisuus ja energiantuotanto vain hyvin pienen osan (Salmi ym. 2009, 2010 ja 2011). Puun pienpoltto voi olla myös yksi pienhiukkasten huomattava päästölähde pientaloalueilla. Teollisuuden ja energiantuotannon päästöt vapautuvat yleensä korkeista piipuista, jolloin päästöt leviävät ja laimenevat

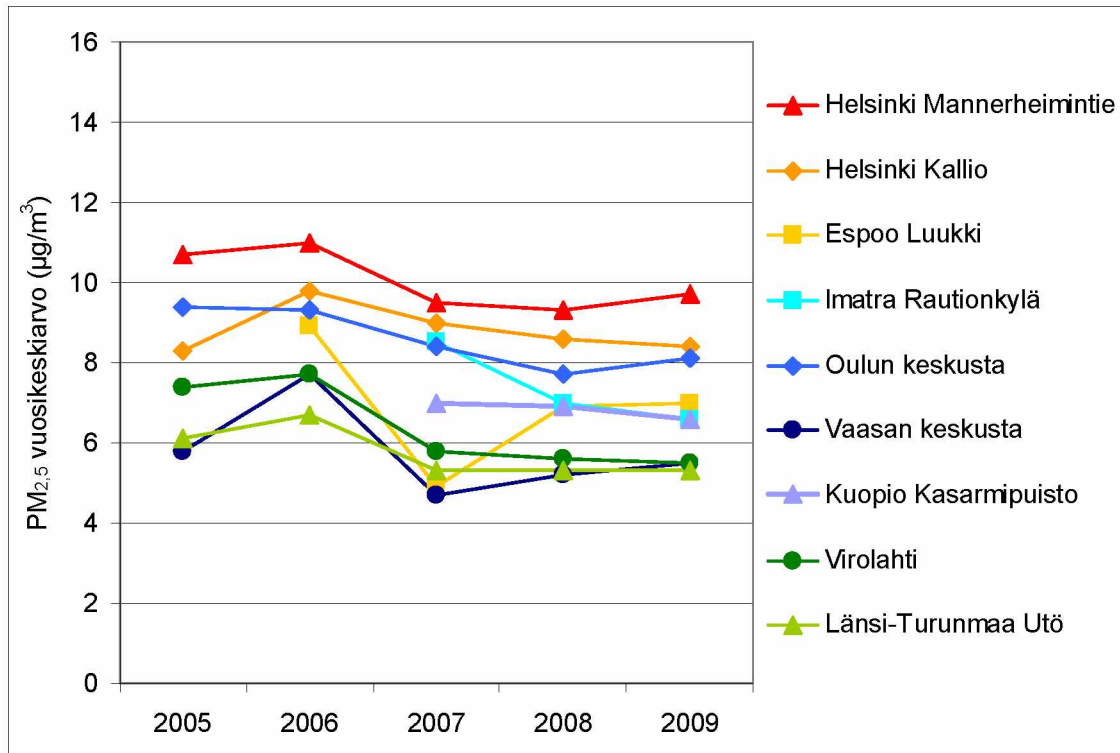
tehokkaasti. Pienhiukkasten osalta taustapitoisuuden vaikutus on jopa suurempi kuin hengitettävillä hiukkasilla, koska suurempikokoiset hengitettävät hiukkaset eivät kulkeudu niin kauas kuin pienhiukkaset.

Taulukossa 1 on esitetty tässä työssä määritetyt pitoisuusarviot eri liikennemuotojen ja energiantuotannon aiheuttamista pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuuksista ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) kaupunki- ja haja-asutusalueilla. Koska koko kaupunkialueiden kattavia liikenteen päästöjen mallilaskelmatuloksia viime vuosilta on käytettävissä vain rajoitettu määrä voidaan taulukossa esitettyjen kaupunkien ajatella edustavan laajemmin Suomea seuraavasti: Helsingin pitoisuudet edustavat koko pääkaupunkiseutua eli yli miljoonan asukkaan asutuskeskittymää, Turun pitoisuudet edustavat yli 100 000 asukkaan asutuskeskittymää, Kouvola pitoisuudet edustavat 50 000–100 000 asukkaan asutuskeskittymää ja Riihimäen pitoisuudet alle 50 000 asukkaan asutuskeskittymää. Kaupunkialueen on oletettu kattavan noin $2 \times 2 - 5 \times 5$ km suuruisen alueen kaupungin keskustan ympäristöstä riippuen kaupungin koosta. Juna-asemien osalta keskusta-alueeksi on arvioitu noin 1-1,5 km alue aseman ympäristössä ja satamien osalta noin 2 km suuruinen alue satama-alueen ympärillä.

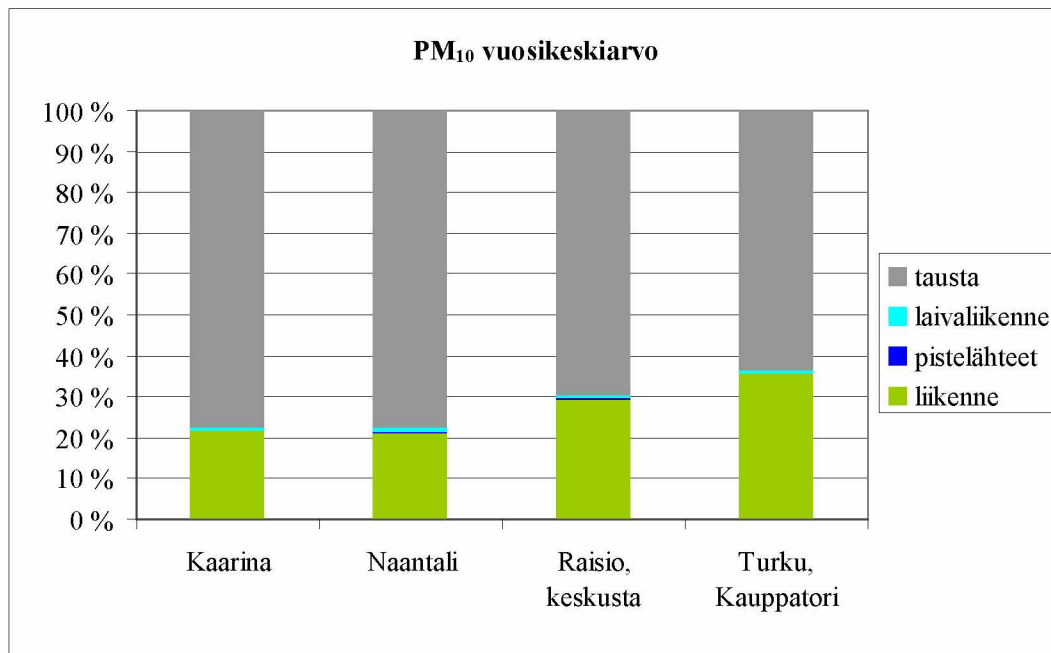
Energiantuotannon osalta ihan samantyyppistä jakoa keskusta-alueiden ja haja-asutusalueiden pitoisuuksiin ei voida tehdä, koska pitoisuudet eivät paljon eroa kaupungin ja muun alueen välillä. Uudet energiantuotantolaitokset pyritään sijoittamaan hieman etäämmälle asutuskeskittymistä. Näin ollen voidaan tulkita, että taulukossa 1 esitetty kaupunkialueen pitoisuus edustaisi suurempien kaupunkien pitoisuustasoa ja haja-asutusalue puolestaan pienempikokoisia kaupunkeja, jossa energiantuotantoa tarvitaan vähemmän.

Taulukko 6. Liikenteen ja energiantuotannon aiheuttamat pienhiukkasten pitoisuustasoarviot (vuosikeskiarvo $\mu\text{g}/\text{m}^3$) erikokoisilla kaupunki ja haja-asutusalueilla.

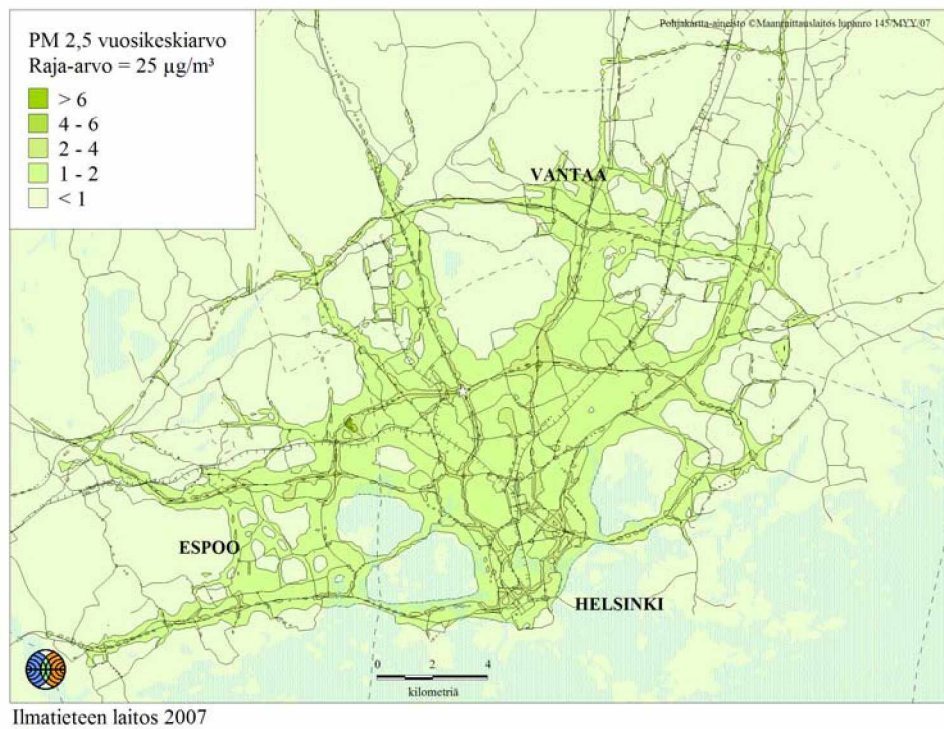
Pienhiukkaspitoisuus vuosikeskiarvo $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Kaupunki	Haja-asutusalue
Autoliikenne		
Helsinki/Pääkaupunkiseutu	4	2
Turku (> 100 000 asukasta)	3	1,5
Kouvola (> 50 000 asukasta)	1	0,6
Riihimäki (< 50 000 asukasta)	0,8	0,5
Laivaliikenne	0,2	0,1
Junaliikenne	0,1	0,05
Energiantuotanto	0,02	0,01



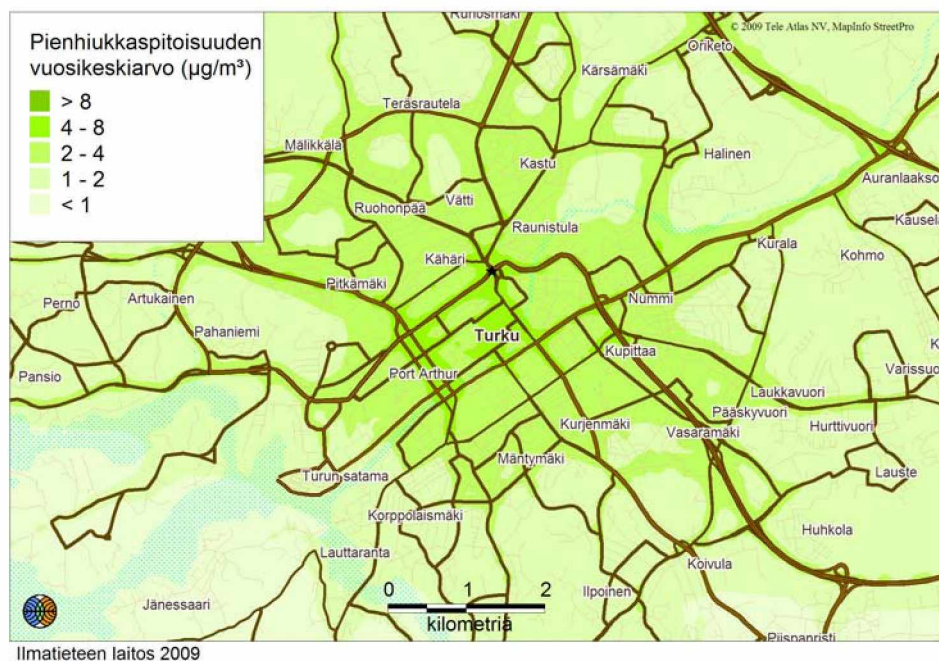
Kuva 6. Pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuuksia Suomessa vuosina 2005–2009 eri mittausasemilla (Ilmanlaatuportaali 2011).



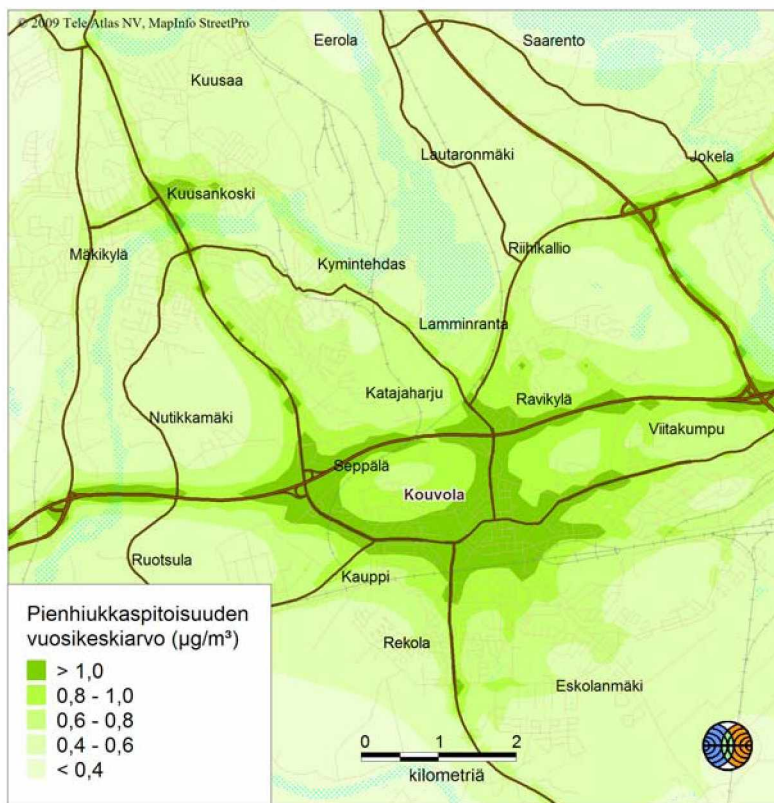
Kuva 7. Turun seudun päästöjen leviämismallilaskelmissa (Salmi ym. 2009) mallinnettu eri päästölähteiden ja taustapitoisuuden osuus hengitettävien hiukkasten vuosikeskiarvopitoisuuksista ilmanlaadun mittauspisteissä Turun seudulla.



Kuva 8. Autoliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten korkein vuosikeskiarvopitoisuus pääkaupunkiseudulla. Päästötiedot olivat vuodelta 2005 ja mallilaskelmat tehtiin yhden vuoden (2005) ajalle (Lappi ym. 2007).

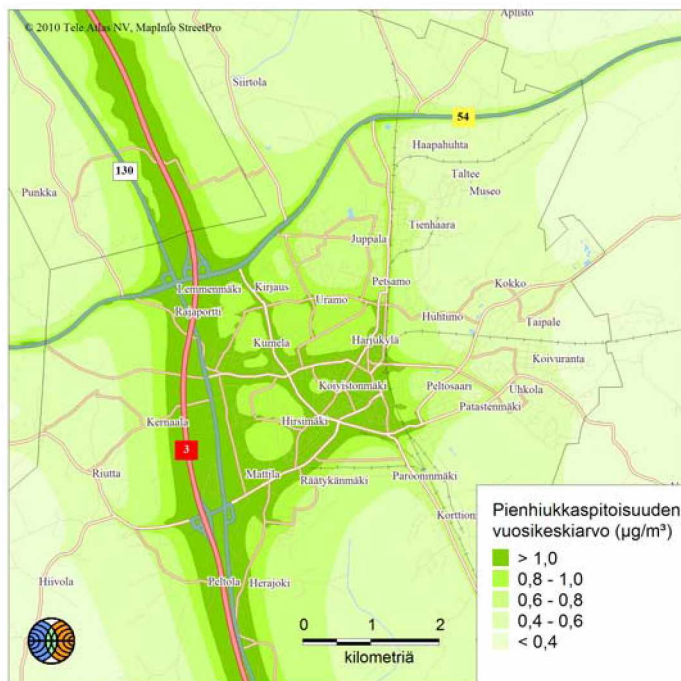


Kuva 9. Autoliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten korkein vuosikeskiarvopitoisuus Turun seudulla. Päästötiedot olivat vuodelta 2005 ja mallilaskelmat on tehty kolmen vuoden ajanjaksolle 2005–2007 (Salmi ym. 2009).



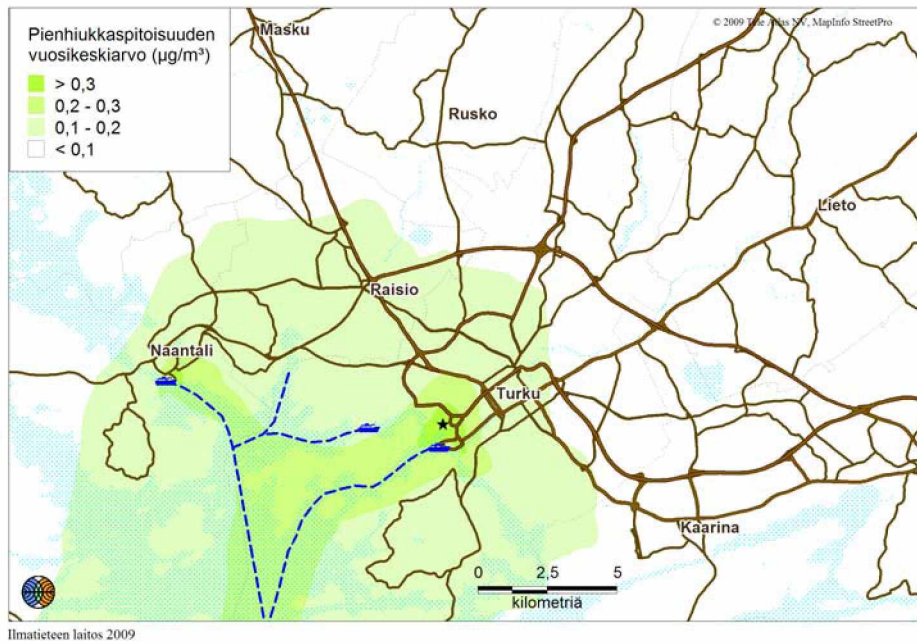
Ilmatieteen laitos 2010

Kuva 10. Autoliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten korkein vuosikeskiarvopitoisuus Kouvolan seudulla. Päästötiedot olivat vuodelta 2008 ja mallilaskelmat tehtiin kolmen vuoden ajanjaksolle 2006–2008 (Salmi ym. 2010).

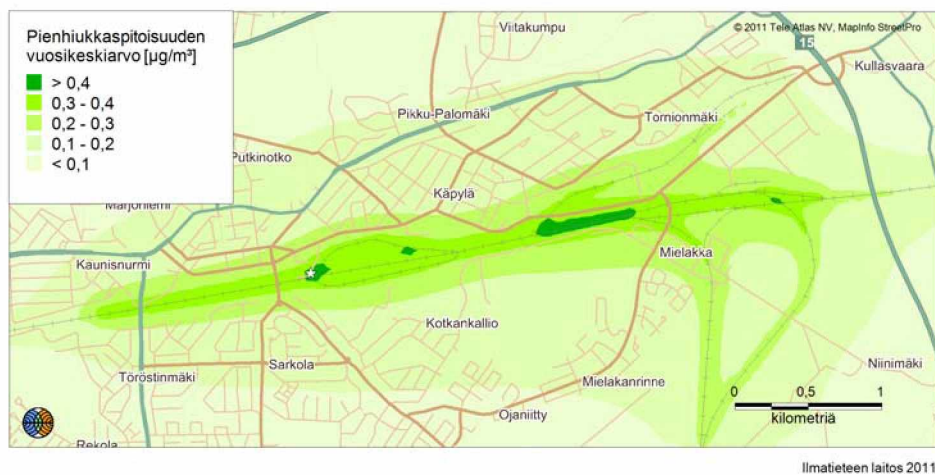


Ilmatieteen laitos 2010

Kuva 11. Autoliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten korkein vuosikeskiarvopitoisuus Riihimäen seudulla. Päästötiedot olivat vuodelta 2009 ja mallilaskelmat tehtiin kolmen vuoden ajanjaksolle 2007–2009 (Salmi ym. 2011).



Kuva 12. Laivaliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten korkein vuosikeskiarvopitoisuus Turun seudulla. Laivaliikenteen päästötiedot ovat vuodelta 2007 ja mallilaskelmat on tehty kolmen vuoden ajanjaksolle 2005–2007 (Salmi ym. 2009).



Kuva 13. Junaliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten korkein vuosikeskiarvopitoisuus Kouvolan ratapihan lähialueella. Junaliikenteen päästötiedot on laskettu käyttäen vuoden 2009 päästökertoimia ja mallilaskelmat on tehty kolmen vuoden ajanjaksolle 2006–2008 (Rasila & Lovén 2011).

4.2 Sekundääriset hiukkaset

Primääriset hiukkaset siirtyvät hiukkasina suoraan lähteistä ilmakehään, kun taas sekundääriset hiukkaset syntyvät ilmakehässä kaasumaisista komponenteista. Erikoisten hiukkasten kemiallinen koostumus vaihtelee merkittävästi. Ilmakehän pienet hiukkaset ovat yleensä happamia tai neutraaleja ja ne koostuvat tyypillisesti sulfaatti-, ammonium- ja nitraattisuoloista sekä orgaanisista yhdisteistä, alkuainehiiles-

tä ja vedestä. Ilmakehässä rikkidioksidi ja typen oksidit hapettuvat ilmakeiallisissa reaktioissa sulfaateiksi ja nitraateiksi ja muuntuvat samalla aerosolimuotoon. Aerosolit voivat kulkeutua ilmakehässä pitkiä matkoja ennen poistumistaan kuiva- tai märkälasseuman mukana. Tässä tutkimuksessa on keskitytty laivaliikenteen päästöjen aiheuttamien sulfaattipitoisuuksien arviointiin, koska muiden liikennemuotojen rikkipäästöt ovat laivaliikenteeseen verrattuna pieniä. Itämeren alueelle tehtyjen mallilaskelmien tulosten avulla on arvioitu myös laivaliikenteen päästöjen aiheuttamaa nitraattipitoisuutta satamakaupunkien alueilla.

Laivaliikenteen ja tieliikenteen päästöjen aiheuttamia sekundaarisia sulfaatti- ja nitraatti-pitoisuuksia on arvioitu vertaamalla kahta eri mallinnusskenaarioita, jossa toisessa (i) on mukana laiva- tai tieliikenne ja maa-alueiden muut päästölähteet ja (ii) sama päästöskenaario, mutta ilman laiva- tai tieliikenteen päästöjä. Mallinnuksen lähtötietoina on käytetty EMEP-päästöinventaariotietoja laivaliikenteen osalta ja TNO:n päästöinventaariotietoja tieliikenteen osalta. Tarkasteluvuotena on käytetty vuotta 2007.

Päästöskenaariot ilman laiva- tai tieliikenteen päästöjä (ii), on käytännössä epärealistinen, mutta niiden avulla haluttiin luoda kvalitatiivinen arvio laivojen ja tieliikenteen päästövaikutuksesta Itämeren alueella, Suomen rannikolla ja Etelä-Suomen alueella. Sulfaattikemiaa voidaan pitää lähes lineaarisena, mutta typpikemia ei sitä puolestaan ole. Tästä johtuen tuloksia arvioitaessa tulisi huomioda, että esitetyt pitoisuudet perustuvat eri päästölähteiden ympäristövaikutuksiin ja meteorologisiin tilanteisiin, jotka yhdessä vaikuttavat ilmakeiaan ja fysiikkaan. Toisin sanoen sekä päästöt että meteorologia yhdessä vaikuttavat märkä ja kuivalasseumiin.

Laiva- ja tieliikenteen päästöjen aiheuttamien sulfaatti- ja nitraattipitoisuuksien arvioinnissa käytettiin Ilmatieteen laitoksella kehitettyä SILAM-mallinnustyökalua (System for Integrated ModelIng of Atmospheric coMposition, Sofiev et al. 2006 ja 2008). Pitoisuusarvioinnin perusteena käytettiin kemiallisen muutoksen huomioivaa DMAT-mallia (Sofiev 2000). Laskentamenetelmä huomioi sekä kaasufaasin sekä heterogeeniset SO_x - ja $\text{NO}_x\text{-NH}_x$ -muunnokset kattaen tuloksen kannalta tärkeimmät yhdisteet sekä niiden muunnokset. Meteorologisina tietoina ja maa-alue karttoina käytettiin Ilmatieteen laitoksen High Resolution Limited Area Model (HIRLAM, Undén (2002)) ja Euroopan keskuksen Medium-Range Weather Forecast (ECMWF, www.ecmwf.int) säämalleja. SILAM-mallissa käytetyt päästöt (NO_x , SO_x , CO ja NH_3) ovat peräisin EU:n TNO Rakennettu ympäristö- ja geotieteiden (van der Gon et al. 2009) päästökatsauksesta. SILAM-mallia on verifioitu EU-GEMS-projektin puitteissa (<http://gems.ecmwf.int>).

Mallitulokset kuvaavat sulfaattien (sulfaattiradikaali (SO_4), rikkihappo (H_2SO_4), ammoniumsulfaatti (NH_4SO_4)) ja nitraattien (nitraattiradikaali (NO_3), typpihappo (HNO_3), ammoniumnitraatti (NH_4NO_3)) maanpintapitoisuuksien alueellista jakautumista huomioiden kuiva- ja märkälasseuman. Laiva- ja tieliikenteen päästöjen vaikutuksen arviointi nitraattipitoisuuksiin on monimutkaisen ilmakeian vuoksi paljon vaikeampaa kuin päästöjen vaikutusten arviointi sulfaattipitoisuuksiin.

Tyypillisesti sekundäärisiä epäpuhtauksia arvioidaan lasseumana pitoisuuksien sijaan, koska tuloksia voidaan siten verrata kriittisiin kuormitustasoihin (Sverdrup et al. 1990), joita edellytetään ekosysteemivaikutusarvioinneissa.

Laivaliikenteen päästöillä on selvä vaikutus ilmanlaatuun myös sekundääristen hiukkasten osalta. Laivaliikenteen päästöjen aiheuttamat sulfaattihiukkaset voivat muodostaa noin 25 % kaikista sulfaattihiukkasista Turun seudulla ja jopa noin 90 % sulfaattihiukkasista avomerialueilla, joilla ei ole muita päästölähteitä. Nitraattiyhdisteillä on myös vaikutusta ilmanlaatuun Itämerellä sekä rannikkoalueilla, mutta sen vaikutuksen arviointi sisältää enemmän epävarmuustekijöitä monimutkaisesta ilmakemiasta johtuen.

Myös tieliikenteen päästöillä on merkittävä vaikutus ilmanlaatuun sekundääristen hiukkasten osalta varsinkin tiheästi asutuilla suurten kaupunkien keskusta-alueilla, joissa liikennettä on paljon. Tämä on selvästi nähtävissä esimerkiksi pääkaupunkiseudulla, jossa tieliikenteen päästöt aiheuttavat noin $0,1 \mu\text{gS}/\text{m}^3$ suuruisen lisän sulfaattipitoisuuksiin ja noin $0,3 \mu\text{gS}/\text{m}^3$ lisän nitraattipitoisuuksiin. Tampereen, Turun ja Kouvolan alueilla tieliikenteen päästöillä on selvästi pienempi vaikutus sulfaattipitoisuuksiin (noin $0,05 \mu\text{gS}/\text{m}^3$). Tieliikenteen päästöjen tuoma lisä nitraattipitoisuuksiin Turun alueella on noin $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Kouvolan sekä Tampereen alueella noin $0,15\text{--}0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kouvolaan pienemmissä kaupungeissa voidaan liikenteen päästöjen vaikutusta nitraattipitoisuuksiin arvioida olevan noin $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

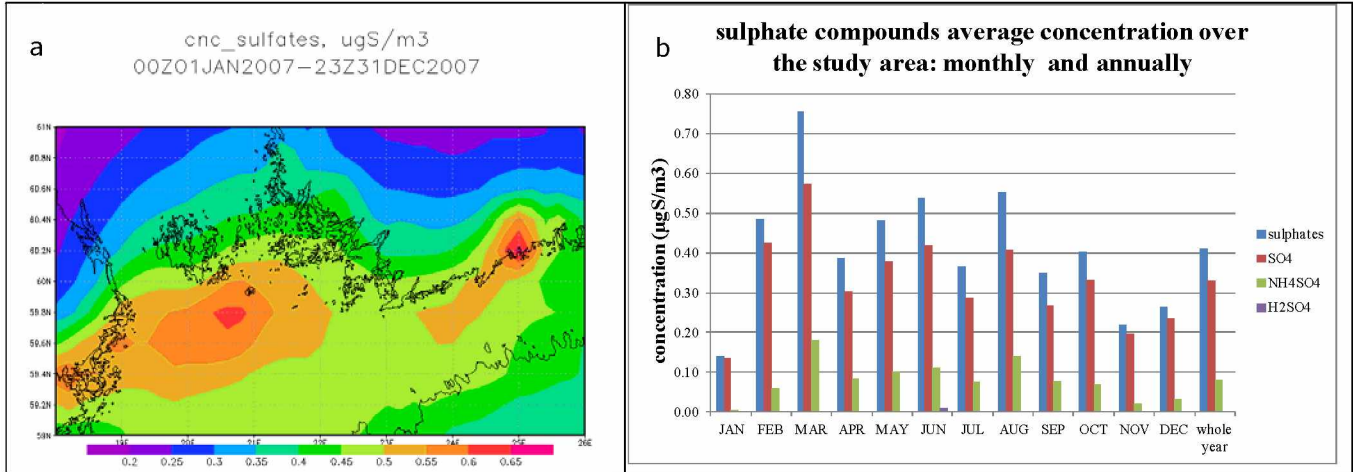
Liikenteen päästöjen vaikutusta nitraattipitoisuuksiin on hankala luotettavasti arvioida monimutkaisesta ilmakemiasta johtuen. Arvio pohjautuu mallitulokset vertailuun, jossa liikenteen päästöjen vaikutusta nitraattipitoisuuksiin on arvioitu vertaamalla kaikkien päästölähteiden aiheuttamaa vaikutusta skenaarioon, josta tieliikenteen päästöt on poistettu (täysin teoreettiseen ja epärealistinen skenaario). Tästä johtuen tätä tutkimusta varten tehtyä karkeaa arviota ei suositella sovellettavaksi muihin tutkimuksiin.

4.2.1 Sulfaattipitoisuudet

Laivaliikenteen päästövaikutus

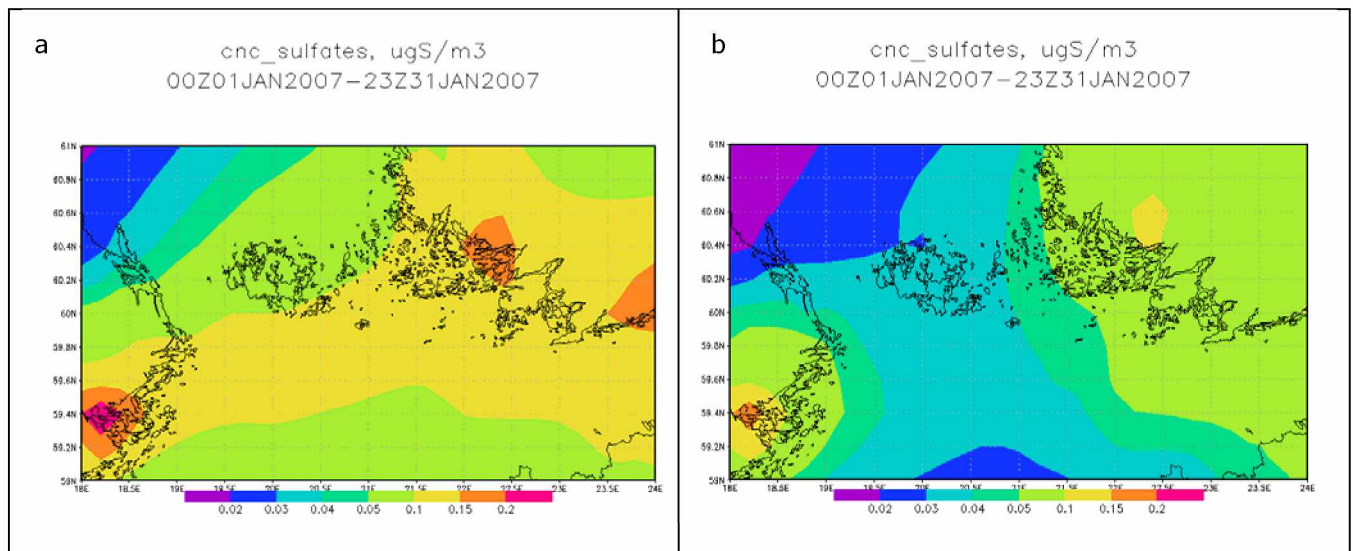
Kuvassa 14a on esitetty kaikkien antropogeenisten päästölähteiden aiheuttamien sulfaattien vuosikeskiarvopitoisuus vuodelle 2007 ja kuvassa 15 on verrattu tammikuun osalta kaikkien päästölähteiden aiheuttamia sulfaattipitoisuuksia (a) teoreettiseen skenaarioon, josta laivaliikenteen päästövaikutus on poistettu (b). Mallituloksen mukaan sulfaattipitoisuudet Itämeren alueella ovat varsin merkittäviä korkeimpien pitoisuuksien muodostuessa Ahvenanmaalle ja Helsingin alueelle. Laivaliikenteen vaikutus painottuu niille alueille joissa laivaliikenne on vilkkainta.

Alueellisten pitoisuusjakaumien kuukausikeskiarvoissa on selviä eroja. Kuvassa 14b on esitetty eri kuukausikeskiarvopitoisuuksien erot suhteessa vuosikeskiarvoon. Maaliskuussa esiintyy selvästi korkeimpia sulfaattipitoisuuksia kun taas tammi- ja marraskuussa kuukausikeskiarvopitoisuudet ovat pienimmillään. Mallituloksen mukaan suurin osa kokonaissulfaateista muodostuu sulfaattiradikaalista ja rikkipapolla on pienin vaikutus sulfaattien kokonaispitoisuuksiin.



Kuva 14. (a) Kokonaissulfaatin vuosikeskiarvopitoisuuksien alueellinen jakauma tutkimusalueella vuoden 2007 päästötilanteessa. Mukana kaikki päästölähteet. (b) Sulfaattien kuukausi- ja vuosikeskiarvopitoisuudet. Mukana eri sulfaattiyhdisteiden (sulfaattiradikaali, (SO₄), ammonium-sulfaatti (NH₄SO₄) ja rikkihappo (H₂SO₄)) vaikutus sulfaattien kokonaispitoisuuteen.

Kuvassa 15 on esitetty kuukausikeskiarvopitoisuuksien alueelliset jakaumat tammi-kuun osalta kummassakin mallinnusskenaariossa, (a) laivaliikenne ja maa-alueiden muut päästölähteet mukana ja (b) sama päästöskenaario, mutta ilman laivaliikenteen päästöjä. Mallilaskelmien tulosten mukaan sulfaattipitoisuudet lisääntyvät Turun rannikkoalueella noin 1,3-kertaiseksi laivaliikenteen päästöjen vaikutuksesta. Mallilaskelmien mukaan Suomen rannikkoalueen kokonaissulfaattipitoisuuden vuosikeskiarvo on noin 0,5 µg/m³, tästä voidaan arvioida laivaliikenteen päästöjen aiheuttamien pitoisuuksien osuuden olevan noin 0,12 µg/m³ rannikkoalueilla.



Kuva 15. Kokonaissulfaatin kuukausikeskiarvopitoisuuksien alueellinen jakauma tutkimus-alueella vuoden 2007 tammikuun päästötilanteessa. (a) Kuvassa mukana kaikki päästölähteet. (b) Kuva ilman laivaliikenteen vaikutusta.

Tieliikenteen päästövaikutus

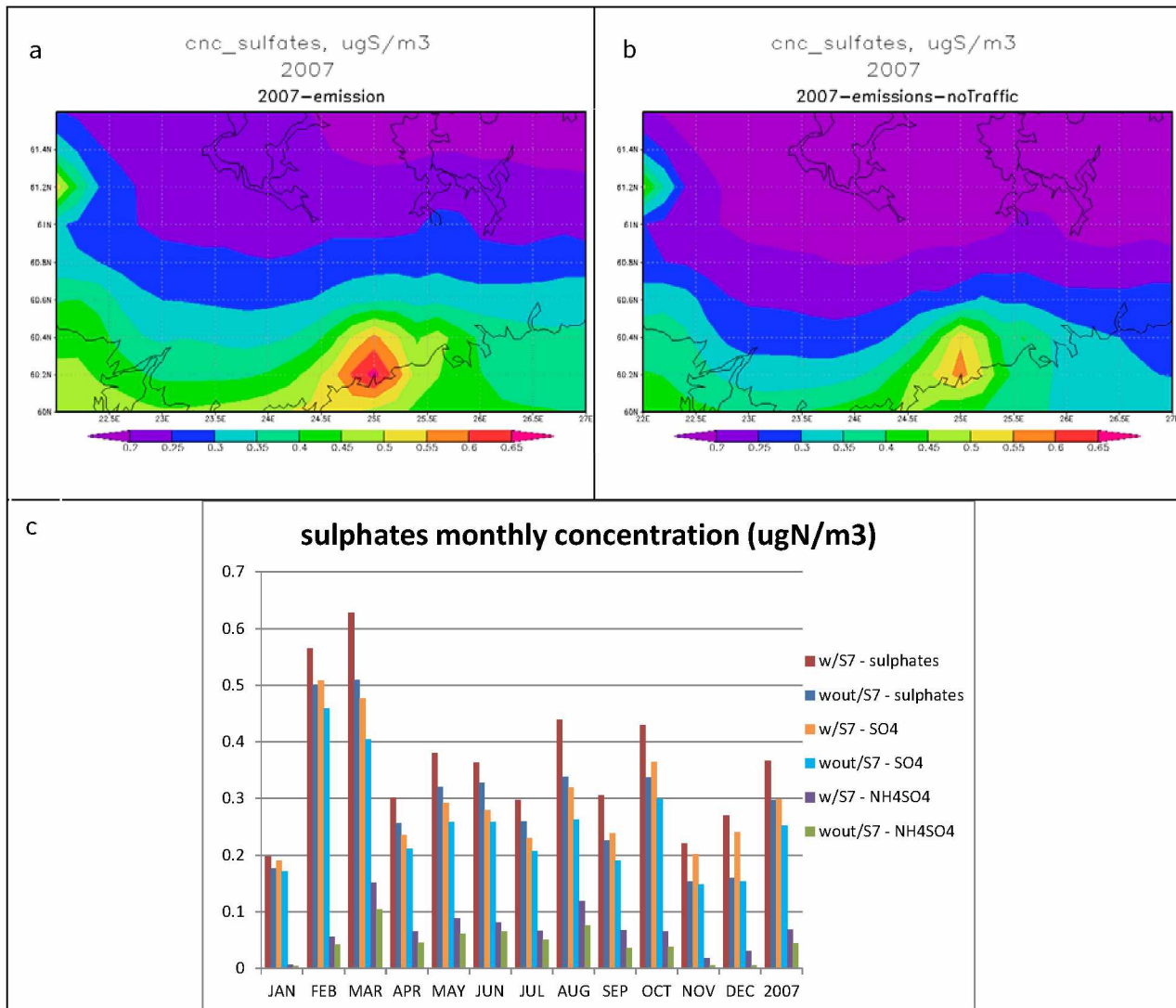
Tieliikenteen päästöjen vaikutus sulfaattien vuosikeskiarvopitoisuuteen (vuosi 2007) on esitetty kuvassa 16a and 16b kaikkien päästölähteiden osalta (a) ja ilman tieliikenteen päästöjä (b). Mallituloksen mukaan autoliikenteen päästöillä on vaihteleva, keskimäärin noin 20 % vaikutus sulfaattipitoisuuksiin varsinkin Helsingissä ja sen lähi-alueilla. Pitoisuuksien vaihtelu käy ilmi kuvasta 16c, jossa on esitetty pitoisuuksien vaihteluerot kuukausien välillä sisältäen myös liikenteen päästövaikutustarkastelun (muut päästölähteet ilman liikennettä = wout ja liikenne + muut päästölähteet mukana = w).

Vuonna 2000 suomen tieliikenteen SO₂-päästöt olivat 220 t ja 72 t vuonna 2007 (VTT, LIISA 2010). Koska liikenteen rikkidioksidipäästöissä on tapahtunut merkittävä muutos (70 % vähenemä) vuodesta 2000 vuoteen 2007 mennessä, voidaan mallilaskelmin saadut tulokset skaalata päästövähennämän mukaan, sillä rikkidioksidin muuntumista sulfaateiksi voidaan pitää suhteellisen lineaarisena prosessina.

Kuvista 16a, 16b ja 16c käy ilmi, että sulfaattipitoisuudet eteläisessä Suomessa ja erityisesti Helsingissä laskevat kun autoliikenteen päästövaikutus poistetaan. Ilman tieliikenteen päästöjä Helsingin alueen muilla päästöillä on pienempi vaikutus Suomen rannikkoalueilla.

Tieliikenteen päästövaikutus vuoden 2000 päästöjä edustavassa tilanteessa Helsingin alueella on korkeimmillaan 15 % (0,1 µgS/m³). Kouvolan, Tampereen ja Turun alueilla pitoisusero on noin 0,05 µgS/m³. Vuotta 2007 edustavassa päästötilanteessa sulfaattipitoisuuksien voidaan arvioida olevan noin kolmasosa (33 %) vuoden 2000 liikenteen päästöjen aiheuttamaan sulfaattipitoisuustilanteeseen verrattuna.

Sulfaattipitoisuudet vaihtelevat selvästi eri kuukausina. Tyypillisesti keväällä ja kesällä esiintyy korkeampia sulfaattipitoisuuksia syksyyn ja talveen verrattuna, jolloin vesi ja lumisateet toimivat luonnollisina puhdistusmekanismeina.



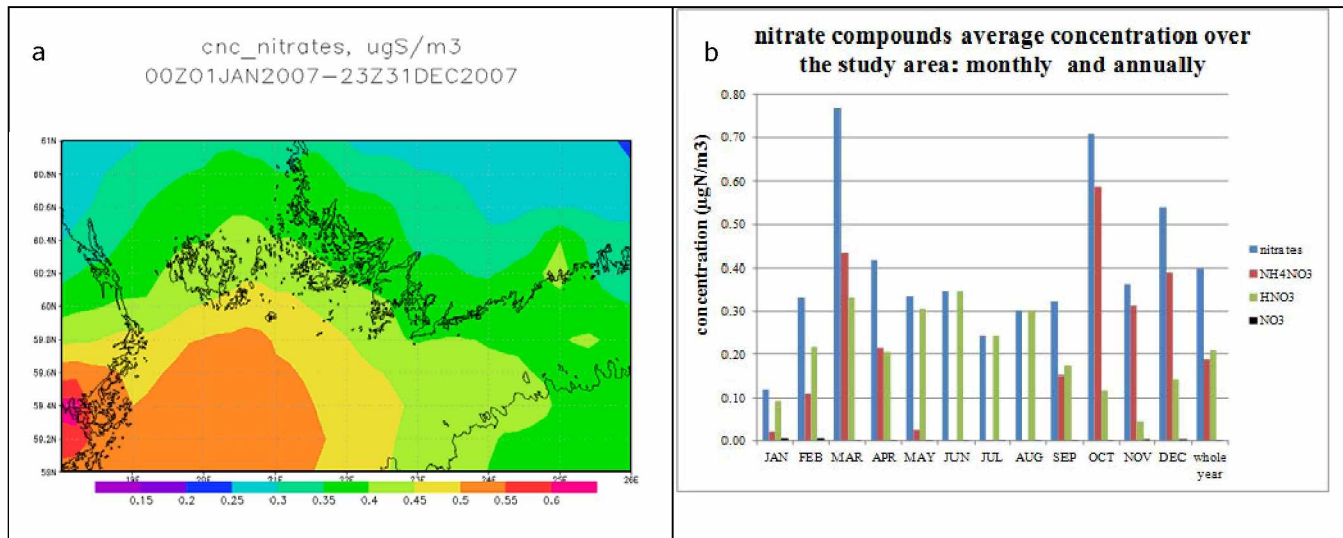
Kuva 16. Kokonaissulfaatin keskimääräinen kuukausikeskiarvopitoisuuksien alueellinen jakauma tutkimusalueella vuoden 2007 päästötilanteessa. (a) Kuvassa mukana kaikki päästölähteet. (b) Kuva ilman tieliikenteen vaikutusta. (c) Sulfaattien vuosikeskiarvo ja kuukausikeskiarvot sekä eri sulfaattiyhdisteiden sulfaattiradikaali (SO_4), ammoniumsulfaatti (NH_4SO_4) ja rikkihappo (H_2SO_4) osuudet sulfaattien kokonaispitoisuuksista.

4.2.2 Nitraattipitoisuudet

Laivaliikenteen vaikutus

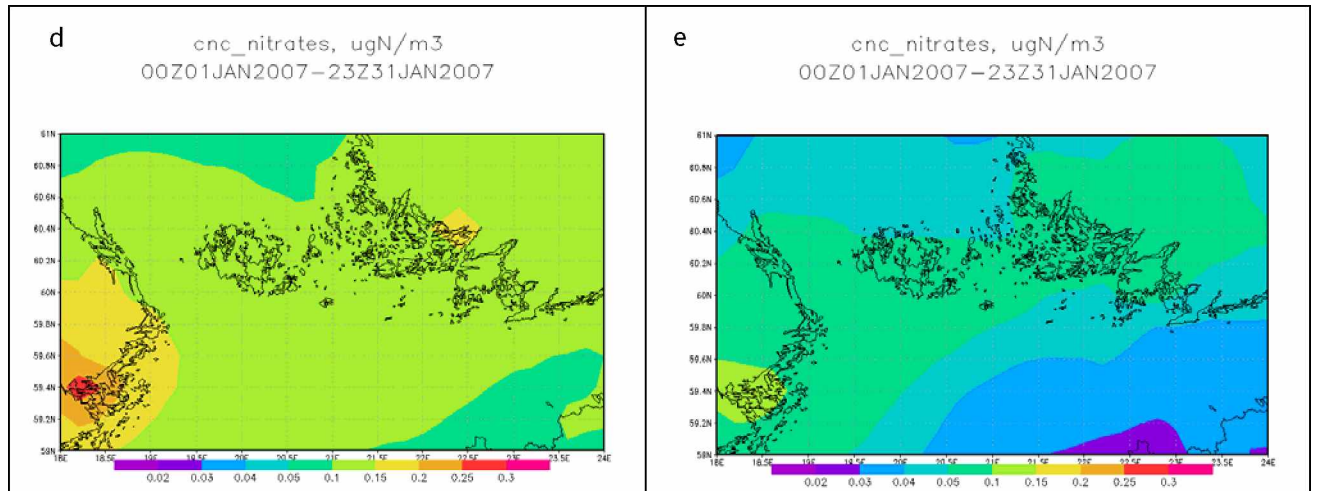
Kuvissa 17a ja 17b on vastaavasti esitetty nitraattien kokonaisvuosikeskiarvopitoisuus vuoden 2007 päästötilanteessa. Mallilaskelmien mukaan korkeimmat nitraattipitoisuudet muodostuvat Itämeren alueelle sekä Helsingin ja Tukholman alueille. Nitraattipitoisuuksien osalta myös kuukausittainen vaihtelu on merkittävää (kuva 17b). Maa-liskuussa ja lokakuussa nitraattipitoisuudet ovat tutkimusalueella korkeimpia sekä tammi- ja heinäkuussa matalampia. Nitraattipitoisuustuloksia arvioitaessa tulisi huomioida, että eri nitraattiyhdisteiden kuukausittainen vaihtelu voi vaihdella huomattavasti ja korreloimatta ilmakehän kemiasta johtuen. Tulosten mukaan kokonais-

nitraattipitoisuuksiin vaikuttaa eniten kylminä jaksoina ammoniumnitraatti ja lämpiminä kausina typpihappo. Nitraattiradikaaleilla on pienempi vaikutus kokonaisnitraattipitoisuuksiin.



Kuva 17. (a) Kokonaisnitraatin vuosikeskiarvopitoisuuksien alueellinen jakauma tutkimusalueella vuoden 2007 päästötilanteessa. Mukana kaikki päästölähteet. (b) Nitraattien kuukausi- ja vuosikeskiarvopitoisuudet. Mukana eri nitraattiyhdisteiden (nitraattiradikaali (NO_3), ammoniumnitraatti (NH_4NO_3) ja typpihappo (HNO_3) vaikutus nitraattien kokonaispitoisuuteen.

Kuvassa 18 on esitetty kuukausikeskiarvopitoisuuksien alueelliset jakaumat tammi-kuun osalta kummassakin mallinnusskenaariossa, (a) laivaliikenne ja maa-alueiden muut päästölähteet mukana ja (b) sama päästöskenaario, mutta ilman laivaliikenteen päästöjä. Mallilaskelmien tulosten mukaan nitraattipitoisuudet lisääntyvät laivaliikenteen päästöjen vaikutuksesta selvästi, mutta typen ilmakemian aiheuttaman epälineaarisuuden vuoksi laivaliikenteen päästöjen vaikutusta nitraattipitoisuuksiin on vaikeampi arvioida kuin sulfaattien. Karkealla tasolla arvioiden Turun alueella laivaliikenteen päästöjen vaikutus nitraattipitoisuuksiin voidaan arvioida olevan noin 1,5-kertainen, mutta kauempana kaupunkialueista vaikutus voi olla myös lähes kaksinkertainen. Mallilaskelmien mukaan Suomen rannikkoalueen kokonaisnitraattien vuosikeskiarvopitoisuus on noin $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tästä voidaan arvioida laivaliikenteen päästöjen aiheuttamien pitoisuuksien osuuden olevan karkealla tasolla noin $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ rannikkoalueilla.

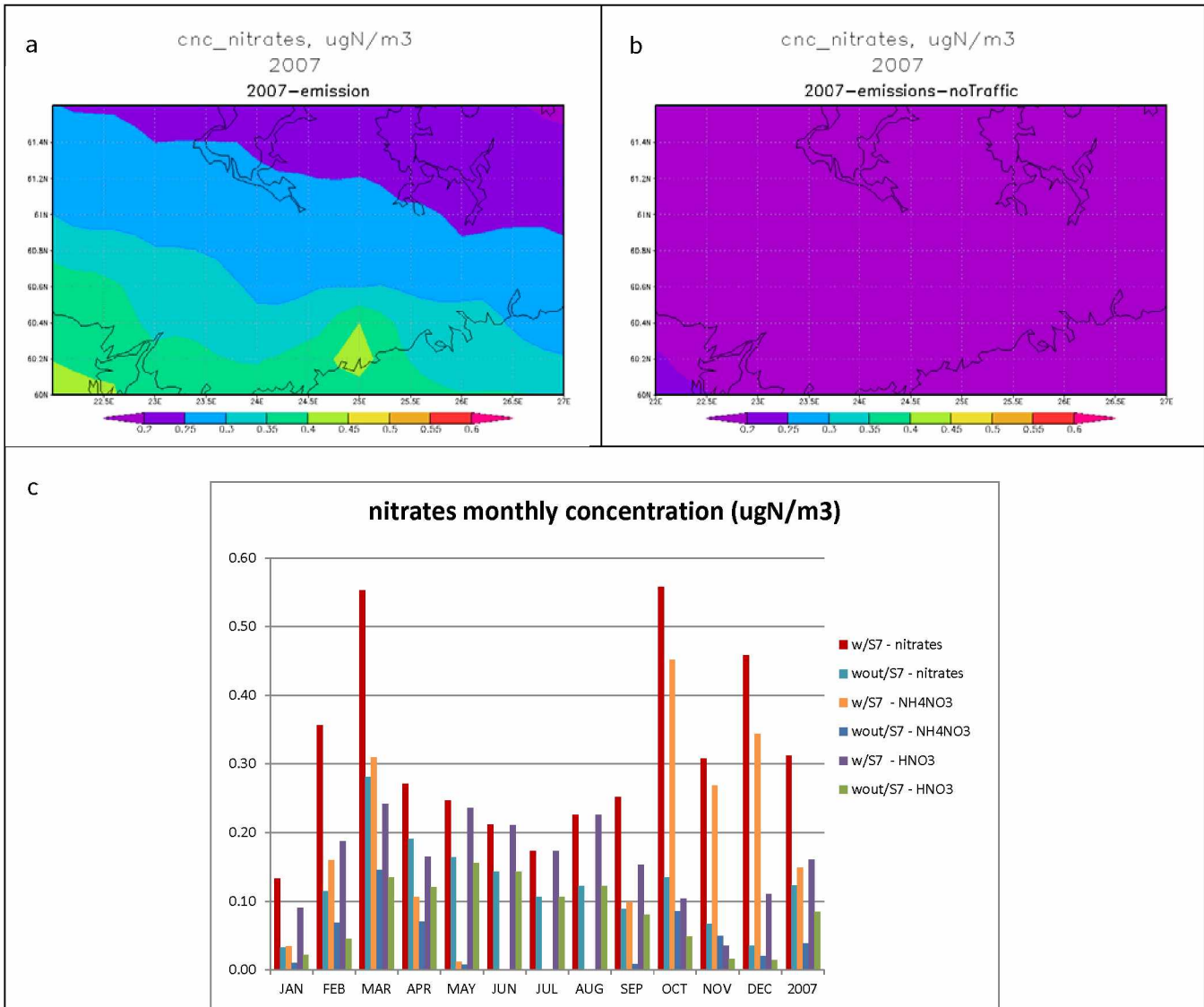


Kuva 18. Kokonaisnitraatin kuukausikeskiarvopitoisuuksien alueellinen jakauma tutkimusalueella vuoden 2007 tammikuun päästötilanteessa. (a) Kuvasa mukana kaikki päästölähteet. (b) Kuva ilman laivaliikenteen vaikutusta.

Tieliikenteen vaikutus

Tieliikenteen päästöjen vaikutus nitraattipitoisuuksiin on esitetty kuvissa 19a, 19b ja 19c, vuoden 2007 päästötilanteessa. Tieliikenteen päästöjen poistamisella mallilaskelmista (teoreettinen ja epärealistinen oletus, mutta välttämätön arvion tekemiseksi, 19b) on merkittävä vaikutus nitraattipitoisuuksiin. Nitraattipitoisuuksien kuukausittainen ja vuodenaikaisvaihtelu ovat merkittäviä (kuva 19c); keväällä ja kesällä typen oksidien kemiallinen muutunta otsonin ja auringonvalon vaikutuksesta on vilkasta jolloin sekundaarisia hiukkasia muodostuu vähemmän, kun taas syksy- ja talvikaudena tapahtuu vastakkainen ilmiö. Typenoksidien kemiallisen muutunnan vaikutus tulee selvästi esiin erityisesti silloin, kun tieliikenteen päästöt ovat mukana mallinuksessa. Tämä osoittaa ilmakeian tärkeyden nitraattipitoisuuksien muodostumiselle ilmassa.

Kun tuloksia analysoidaan eri vuodenaikojen ja kuukausien perusteella (kuva 19c), pitoisuuksien esiintymisessä on merkittäviä eroja. Keväällä ja syksyllä merkittävät liikenteen päästöjen aiheuttamat nitraattipitoisuuserot erot Helsingin alueella voivat $0,25\text{--}0,3\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$, Turun alueella $0,2\text{--}0,25\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$, Tampereen ja Kouvolan alueella $0,1\text{--}0,15\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$. Kouvolaan pienempien kaupunkien osalta liikenteen päästöjen nitraattipitoisuusvaikutuksena voidaan pitää $0,05\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Kuva 19. Kokonaisnitraattien vuosikeskiarvopitoisuuksien alueellinen jakauma tutkimusalueella vuoden 2007 päästötilanteessa. (a) Kuvassa mukana kaikki päästölähteet. (b) Kuva ilman tieliikennettä. (c) Kuvassa nitraattien kuukausi- ja vuosikeskiarvopitoisuudet. Mukana eri nitraattiyhdisteiden (nitraattiradikaali (NO_3), ammoniumnitraatti (NH_4NO_3) ja typpihappo (HNO_3) vaikutus nitraattien kokonaispitoisuuteen.

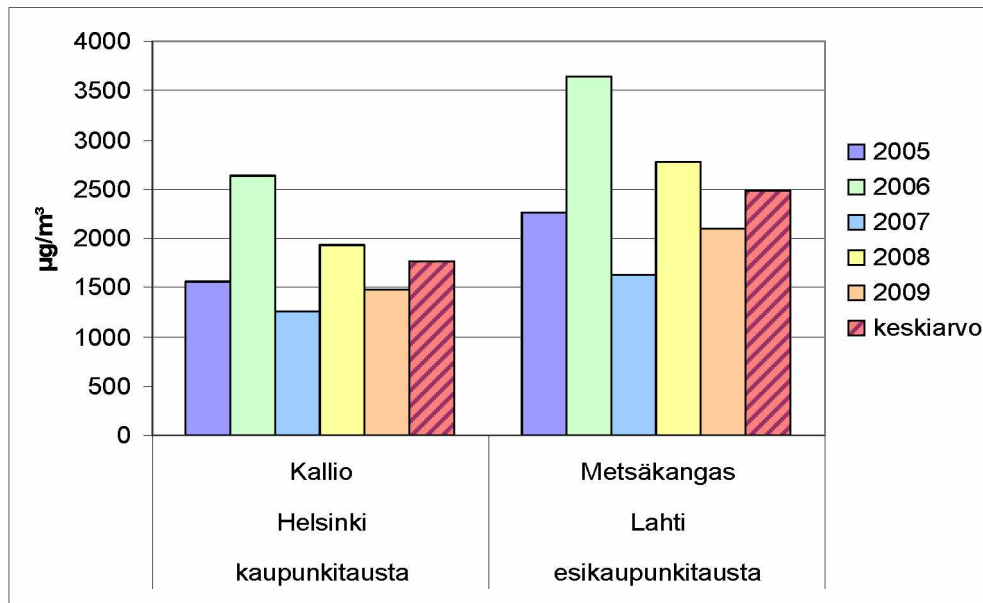
4.3 Otsoni

Kaupunkiemme keskustoissa, missä typen oksidien päästöt ovat suurimmat, otsonipitoisuudet ovat pienet, koska otsonia kuluu ilmakemiallisissa prosesseissa, mm. typpimonoksidin (NO) muuttuessa typpidioksidiksi (NO_2). Kauempana päästölähteistä, jo kaupunkien laidoilla, pitoisuudet kohoavat ja ovat korkeimmat maaseudun tausta-alueilla.

Taulukossa 2 on esitetty terveysvaikutustarkasteluihin tarvittavat kaupunki- ja haja-asutusalueiden otsonipitoisuudet SOMO_{35} -indeksin avulla. Taulukon arvot ovat viiden vuoden keskiarvoja, mikä tasaa eri vuosien välisiä otsonipitoisuuksien eroja (kuva 20). Taulukossa esitettyjä arvoja voidaan käyttää koko Suomen alueella kuvaamassa ihmisten altistumista otsonille.

Taulukko 2 Otsonin pitoisuustasoarviot kaupunki- ja haja-asutusalueilla esitettynä SOMO₃₅-indeksin avulla ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) otsonin terveysvaikutusten tarkastelua varten.

Otsonipitoisuus SOMO ₃₅ -indeksi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Kaupunki	Haja- asutusalue
SOMO ₃₅ -indeksin keskiarvo vuosilta 2005–2009	1 772	2 481

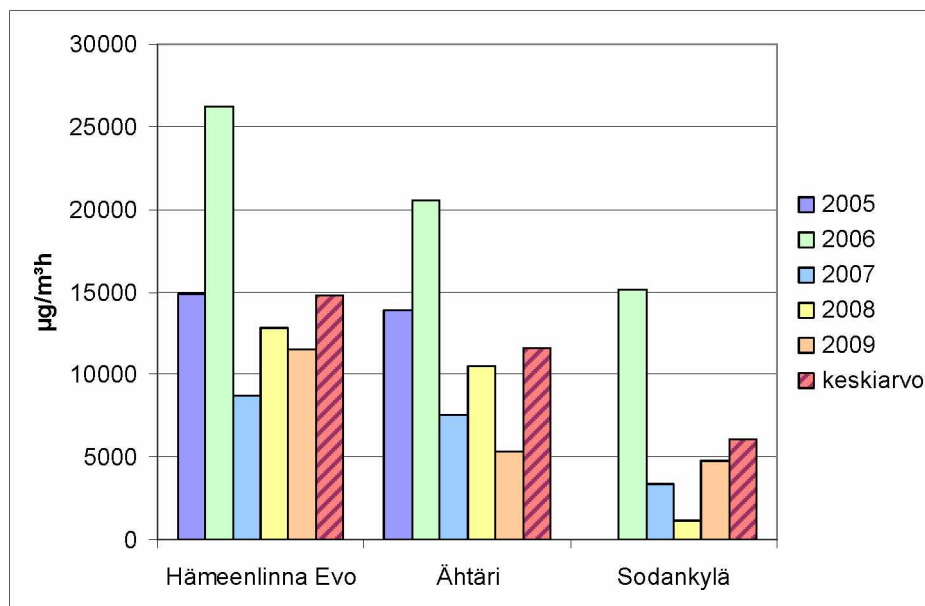


Kuva 20. Helsingin Kallion ja Lahden Metsäkankaan ilmanlaadun mittausasemien otsonin pitoisuusmittauksista saadut SOMO₃₅-indeksit vuosilta 2005–2009 (Ilmanlaatuportaali 2011).

Taulukossa 3 on esitetty viljelykasvien satotappioiden tarkasteluihin tarvittavat tausta-alueiden otsonipitoisuudet AOT₄₀-arvon avulla. Taulukon arvot ovat viiden vuoden keskiarvoja, mikä tasaa eri vuosien välisiä otsonipitoisuuksien eroja (kuva 21). Taulukossa on esitetty erilaiset arvot Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomelle koska AOT₄₀-arvot pienenevät merkittävästi siirryttäessä Etelä-Suomesta pohjoista kohden. Pohjois-Suomea edustavaksi alueeksi voidaan tulkita ELY-keskusten jaottelulla Lapin, Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun ELYt, Etelä-Suomen alueeksi Varsinais-Suomen, Satakunnan Pirkanmaan, Uudenmaan, Hämeen ja Kaakkois-Suomen ELYt ja Keski-Suomen alueeksi kaikki jäljelle jäävät ELY-alueet eli Keski-Suomen, Etelä-Savon, Pohjois-Savon, Pohjois-Karjalan, Etelä-Pohjanmaan ja Pohjanmaan ELYt.

Taulukko 3 Otsonin pitoisuustasoarviot tausta-alueilla Suomen eri osissa AOT₄₀-arvon avulla esitettyinä (µg/m³h) viljelykasvien satotappioiden arvioimiseksi.

Otsonipitoisuus AOT ₄₀ (µg/m ³ h)	Tausta-alue
Etelä-Suomi	14 827
Keski-Suomi	11 555
Pohjois-Suomi	6 106



Kuva 21. Hämeenlinnan Evon, Ähtäriin ja Sodankylän taustailmanlaadun mittausasemien otsonin pitoisuusmittauksista saadut AOT₄₀-arvot vuosilta 2005–2009 (Ilmanlaatuportaali 2011).

Taulukossa 4 on esitetty metsävauriotarkasteluihin tarvittavat tausta-alueiden termisen kasvukauden otsonipitoisuudet eri puolilta Suomea. Kasvukauden pituus vaihtelee eri puolilla Suomea ja se on määritetty erikseen kullekin ilmanlaadun mittausasemalle. Taulukossa on esitetty otsonin valoisan ajan tuntipitoisuuksien keskiarvo koko termisen kasvukauden ajalta. Lisäksi taulukossa esitetään valoisan ajan otsonipitoisuudet tuntipitoisuuksien kuukausikeskiarvoina termisen kasvukauden ajalta. Taulukon arvot ovat viiden vuoden keskiarvoja, mikä tasaa eri vuosien välisiä otsonipitoisuuksien eroja.

Taulukko 4 Otsonin pitoisuustasot ilmanlaadun mittausasemilla eri puolilla Suomea esitettynä termisen kasvukauden valoisan ajan otsonin tuntikeskiarvopitoisuuksina ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) metsävaurioiden arvioimiseksi. Taulukossa on esitetty keskiarvopitoisuus koko termiselle kasvukaudelle sekä erikseen keskiarvopitoisuus laskettuna kullekin kuukaudelle termisen kasvukauden ajalta.

Kasvukauden valoisan ajan otsonin tuntipitoisuuksien keskiarvo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Koko termisen kasvukauden pitoisuuskeskiarvo	Kuukausikeskiarvot termisen kasvukauden ajalta								
		4	5	6	7	8	9	10	11	
Utö	72	–	86	80	75	74	65	56	56	
Virolahti	68	99	91	73	68	63	52	43	–	
Jokioinen	67	97	85	76	70	60	53	45	–	
Lammi Evo	72	99	89	76	70	66	58	48	–	
Ähtäri	67	–	86	75	65	58	53	43	–	
Ilomantsi Pötsönvaara	64	–	85	71	63	57	50	43	–	
Kuusamo Oulanka	60	–	75	70	57	51	50	–	–	
Sodankylä	60	–	75	70	58	56	52	–	–	
Muonio Sammaltunturi	64	–	81	71	61	58	56	–	–	
Inari Rajajooseppi	61	–	77	69	59	56	55	–	–	

5 Yhteenveto

Tässä työssä arvioitiin Ilmatieteen laitoksen tekemiin koko kaupunkialueiden kattaviin leviämismallilaskelmiin sekä ilmanlaadun mittaustuloksiin perustuen pienhiukkasten ja otsonin pitoisuustasoja erityyppisillä alueilla Suomessa. Pitoisuusarviot tehtiin osana Motivan tekemää ja koordinoimaa liikenteen päästöjen vaikutusten ja kustannusten arviointihanketta. Pitoisuuksia käytetään päästöjen aiheuttamien haittojen arvottamisessa. Hankeen tarkoituksena on ollut hyödyntää olemassa olevia tietoja kaupunki-, esikaupunki ja tausta-alueiden ilmanlaadusta ja pitoisuustasosta. Leviämismallilaskelmien avulla on tarkastelu eri päästölähteiden kuten autoliikenteen, laivaliikenteen, junaliikenteen, teollisuuden ja energiantuotannon päästöjen vaikutusta ilmanlaatuun ja ilman epäpuhtauspitoisuuksiin.

Pitoisuusarvioinnissa keskityttiin tarkastelemaan pienhiukkasten osalta vuosikeskiarvoja ja otsonin osalta puolestaan AOT₄₀- ja SOMO₃₅-indeksiä. Pitoisuusarvion keskeisenä haasteena oli arvioida pitoisuustasoja joiden tulee soveltua edustamaan päästöjen kustannushaittavaikutuslaskennassa laajoja alueita, vaikka todellisuudessa pitoisuustasot voivat vaihdella tarkasteltavasta kohdealueesta riippuen paljon. Tästä johtuen pitoisuusarviossa pyrittiin hyödyntämään olemassa olevia ilmanlaadun mittaus- ja mallilaskelmatuloksia riittävän pitkältä ajalta. Pitoisuusarvojen määrittelyt perustuvat em. tietojen lisäksi Ilmatieteen laitoksen pitkäaikaiseen kokemukseen ja asiantuntemukseen Ilmanlaadusta ja siihen vaikuttavista tekijöistä.

Tieliikenteen päästöt vaikuttavat kaupunkien ja taajamien ilmanlaatuun merkittävästi. Laivaliikenteen, junaliikenteen ja energiantuotannon päästövaikutukset ilmanlaatuun jäävät selvästi tieliikennettä pienemmiksi. Myös laivaliikenteen ja junaliikenteen päästöillä on havaittavia ilmanlaatuvaikutuksia satamien sekä vilkkaiden ratapihojen ja juna-asemien läheisyydessä. Energiantuotannon päästöjen vaikutukset ilmanlaatuun

tuun jäävät selvästi liikenteen päästövaikutuksia pienemmiksi, koska tyypillisesti energiantuotannon päästöt vapautuvat ilmaan korkeista piipuista, jotka tarjoavat päästöille riittävän hyvät leviämisen- ja laimenemisolosuhteet jolloin pitoisuusvaikutukset hengityskorkeudelle jäävät vähäisiksi.

Lähteet

Alaviippola, B. & Pietarila, H. (2011). Ilmanlaadun arviointi Suomessa. Pienhiukkaspitoisuudet (PM_{2.5}). Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut, Helsinki, 48 s. + 12 liites.

Denier van der Gon, HAC., Visschedijk, AJH, Droge, R. & van der Brugh, H. (2009). High resolution gridded European anthropogenic emission data for the year 2005, A contribution to UBA- Projekt Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung, TNO Report, Utrecht, 2009.

Hänninen, O. & Knol, A. (2011). European Perspectives on Environmental Burden of disease. Estimates for Nine Stressors in Six European Countries. National Institute for Health and Welfare (THL). Report 1/2011. ISBN 978-952-245-413-3 (PDF), University Printing, Helsinki, Finland.

Härkönen, J., Valkonen, E., Kukkonen, J., Rantakrans, E., Lehtinen, K., Karppinen, A. & Jalkanen, L. (1996). A model for the dispersion of pollution from a road network. Finnish Meteorological Institute. Publications on air quality No. 23, Helsinki, Yliopistopaino, 34 s.

Ilmanlaatuportaali (2011). Ympäristönsuojelun tietojärjestelmän ilmanlaatuosa, tarkistetut mittaustulokset. <http://www.ilmanlaatu.fi>.

Karppinen, A., Kukkonen, J., Nordlund, G., Rantakrans, E. & Valkama, I. (1998). A dispersion modelling system for urban air pollution. Ilmansuojelun julkaisuja 28, Ilmatieteen laitos, Helsinki.

Karppinen, A., Kukkonen, J., Elolähde, T., Konttinen, M., Koskentalo, T. & Rantakrans, E. (2000a). A modelling system for predicting urban air pollution, Model description and applications in the Helsinki metropolitan area. Atmos. Environ. 34, pp. 3723–3733.

Karppinen, A., Kukkonen, J., Elolähde, T., Konttinen, M. & Koskentalo, T. (2000b). A modelling system for predicting urban air pollution, Comparison of model predictions with the data of an urban measurement network. Atmos. Environ. 34, pp. 735–743.

Lappi, S., Lovén, K., Rasila, T. & Pietarila, H. (2008). Pääkaupunkiseudun päästöjen leviämismalliselvitys. Energiantuotannon, satamatoiminnan, laivaliikenteen, lentoliikenteen, lentoasematoiminnan ja autoliikenteen typenoksidi-, rikkidioksidi- ja hiukkaspäästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut, Helsinki, 55 s. + 31 liites.

Rasila, T. & Lovén, K. (2011). Kouvolaan rautatieaseman junaliikenteen päästöjen leviämismalliselvitys. Rautatieaseman kautta kulkevien dieselveturijunien ja junien vaihto-

työn päästöjen aiheuttamat typpidioksidi- ja hiukkaspitoisuudet. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut, Helsinki, 11 s. + 7 liites.

Salmi, J., Alaviippola, B., Ranta, P., Lappi, S. & Kauhaniemi, M. (2010). Kouvolaan ja Iitin päästöjen leviämismalliselvitys. Energiantuotannon, teollisuuden ja autoliikenteen typenoksidi- ja hiukkaspäästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut, Helsinki, 26 s. + 27 liites.

Salmi, J., Alaviippola, B., Hannuniemi, H., Lovén, K., Pesonen, R. & Kauhaniemi, M. (2011). Riihimäen ilmanlaatuselvitys. Energiantuotannon, teollisuuden ja autoliikenteen typenoksidi- ja hiukkaspäästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut, Helsinki, 32 s. + 27 liites.

Salmi, J., Lappi, S., Rasila, T., Lovén, K. & Hannuniemi, H. (2009). Turun seudun päästöjen leviämismalliselvitys. Energiantuotannon, teollisuuden, laivaliikenteen ja autoliikenteen typenoksidi-, rikkidioksidi- ja hiukkaspäästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut, Helsinki, 30 s. + 66 liites.

Sofiev, M. (2000). A model for the evaluation of long-term airborne pollution transport at regional and continental scales. *Atmospheric Environment*. 34, 2481–2493.

Sofiev, M., Siljamo, P., Valkama, I., Ilvonen, M. & Kukkonen, J. (2006). A dispersion modelling system SILAM and its evaluation against ETEX data. *Atmospheric Environment* 40, 674–685.

Sofiev, M., Galperin, M. & Genikhovich, E. (2008). Construction and evaluation of Eulerian dynamic core for the air quality and emergency modeling system SILAM. NATO Science for peace and security Series C: Environmental Security. Air pollution modeling and its application, XIX. Borrego C. & Miranda, A.I. (eds.), Springer, pp. 699–701.

Sverdrup, H., de Vries, W. & Henriksen, A. (1990). Mapping Critical Loads: A guidance manual to criteria, calculations, data collection and mapping. In: UN ECE Annex to Chapter 4 of Mapping Manual.

Uden, P. (ed) (2002). HIRLAM-5 Scientific Documentation. HIRLAM Project, SMHI, S-601 76, 2002, Norrköping, Sweden.

Vna 38/2011. Valtioneuvoston asetus ilmanlaadusta. Annettu Helsingissä 20.1.2011.

WHO (2006). WHO Air quality guidelines. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide. Global update 2005. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe.

WHO (2008). Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution. World Health Organization, Europe.

http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78647/Eg1843.pdf

NO₂:n ja SO₂:n käsittely terveyden suojelemiseksi asetetuissa ilmanlaadun raja- ja ohje-arvoissa

1 Valtioneuvoston päätöksen mukaiset ohje-arvot

Valtioneuvoston päätöksessä 480/1996 on annettu ohje-arvo mm. typpidioksidin ja rikkidioksidin pitoisuuksille ulkoilmassa. Päätöksessä on lisäksi annettu vuosiohje-arvot rikkidioksidille ja typen oksideille sekä rikkilaskeumalle, joista kaksi ensin mainittua on muutettu sitoviksi valtioneuvoston asetuksella ilmanlaadusta (711/2001).

Ohje-arvot ovat osa ilmansuojelun hallinnollista ohjausta. Niillä ilmaistaan ilmanlaadun tavoitteita sekä lyhyellä että pitkällä aikavälillä. Tavoitteena on, että ohje-arvojen ylittyminen estetään ennakolta.

Typpidioksidille asetettu ohje-arvot ja niiden tilastolliset määrittelyt ovat:

- 150 µg/m³ - kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste
- 70 µg/m³ - kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo

Rikkidioksidille annetut ohje-arvot ja niiden tilastolliset määrittelyt ovat:

- 250 µg/m³ - kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste
- 80 µg/m³ - kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo

2 Raja-arvot

EU on asettanut ilmanlaatonormit (Direktiivi 2008/50/EY), jotka on Suomessa saatettu voimaan valtioneuvoston asetuksella 38/2011. Tällä annettiin raja-arvot typpidioksidin ja rikkidioksidin pitoisuudelle ulkoilmassa. Asetus tuli voimaan 25.1.2011. Raja-arvolla tarkoitetaan ilman epäpuhtauksien pitoisuutta, joka on alitettava määräajassa, ja joka ei saa ylittyä sen jälkeen, kun se on alitettu. Rikkidioksidin määräaika päättyi 1.1.2005 ja typpidioksidin 1.1.2010.

Typpidioksidin raja-arvoiksi terveyshaittojen ehkäisemiseksi asetettiin:

- Tuntikeskiarvo 200 µg/m³. Vuodessa sallitaan 18 ylitystä.
- Vuosikeskiarvo 40 µg/m³

Rikkidioksidin raja-arvoiksi terveyshaittojen ehkäisemiseksi asetettiin:

- Tuntikeskiarvo 350 µg/m³. Vuodessa sallitaan 24 ylitystä.
- 24 tunnin keskiarvo 125 µg/m³. Vuodessa sallitaan 3 ylitystä.

3 WHO:n ohjearvot NO₂:lle ja niiden perustelut (2006)

WHO on antanut ohjearvoja NO₂:lle, viimeksi vuonna 2006. Tuntikeskiarvon ohje 200 µg/m³ perustuu herkempien väestöryhmien eli astmaatikkojen oireilukynnykseen, johon on sovellettu lisäksi merkittävää turvamarginaalia. Typen oksidien vaikutusten riski kuitenkin kasvaa astmaatikkojen joukossa jos he esim. altistuvat yhtäaikaaisesti allergeeneille. WHO:n ohjearvo NO₂-pitoisuuden vuosikeskiarvolle on 40 µg/m³. Suositukset eivät muuttuneet vuonna 2000 annetuista suosituksista. Yksityiskohdat ja perustelut käyvät ilmi seuraavasta WHO:n raportin (2006) otteista.

“As an air pollutant, nitrogen dioxide (NO₂) has multiple roles, which are often difficult or sometimes impossible to separate from one another:

- i. Animal and human experimental studies indicate that NO₂ – at short-term concentrations exceeding 200 µg/m³ – is a toxic gas with significant health effects. Animal toxicological studies also suggest that long-term exposure to NO₂ at concentrations above current ambient concentrations has adverse effects.
- ii. Numerous epidemiological studies have used NO₂ as a marker for the cocktail of combustion-related pollutants, in particular, those emitted by road traffic or indoor combustion sources. In these studies, any observed health effects could also have been associated with other combustion products, such as ultrafine particles, nitrous oxide (NO), particulate matter or benzene. Although several studies – both outdoors and indoors – have attempted to focus on the health risks of NO₂, the contributing effects of these other, highly correlated co-pollutants were often difficult to rule out.
- iii. Most atmospheric NO₂ is emitted as NO, which is rapidly oxidized by ozone to NO₂. Nitrogen dioxide, in the presence of hydrocarbons and ultraviolet light, is the main source of tropospheric ozone and of nitrate aerosols, which form an important fraction of the ambient air PM_{2.5} mass.

The current WHO guideline value of 40 µg/m³ (annual mean) was set to protect the public from the health effects of gaseous NO₂. The rationale for this was that because most abatement methods are specific to NO_x, they are not designed to control other co-pollutants, and may even increase their emissions. If, however, NO₂ is monitored as a marker for complex combustion-generated pollution mixtures, a lower annual guideline value should be used (WHO, 2000).

Long-term exposures

There is still no robust basis for setting an annual average guideline value for NO₂ through any direct toxic effect. Evidence has emerged, however, that increases the concern over health effects associated with outdoor air pollution mixtures that include NO₂. For instance, epidemiological studies have shown that bronchitic symptoms of asthmatic children increase in association with annual NO₂ concentration, and that reduced lung function growth in children is linked to elevated NO₂ concentrations within communities already at current North American and European urban ambient air levels. A number of recently published studies have demonstrated that NO₂ can have a higher spatial variation than other traffic-related air pollutants, for example, particle mass. These studies also found adverse effects on the health of

children living in metropolitan areas characterized by higher levels of NO₂ even in cases where the overall city-wide NO₂ level was fairly low.

Recent indoor studies have provided evidence of effects on respiratory symptoms among infants at NO₂ concentrations below 40 µg/m³. These associations cannot be completely explained by co-exposure to PM, but it has been suggested that other components in the mixture (such as organic carbon and nitrous acid vapour) might explain part of the observed association.

Taken together, the above findings provide some support for a lowering of the current annual NO₂ guideline value. However, it is unclear to what extent the health effects observed in epidemiological studies are attributable to NO₂ itself or to the other primary and secondary combustion-related products with which it is typically correlated. Thus it can be argued that the available scientific literature has not accumulated sufficient evidence to justify revising the existing WHO AQG [Air Quality Guidelines] for annual NO₂ concentrations. Nevertheless, since NO₂ concentrations in ambient air are routinely measured but those of other correlated combustion-derived pollutants are not, it seems reasonable to retain a prudent annual average limit value for NO₂. Such a limit allows for the fact that there may be direct toxic effects of chronic NO₂ exposure at low levels. In addition, maintaining the annual guideline value may help to control complex mixtures of combustion-related pollution (mainly from road traffic).

Short-term exposures

A number of short-term experimental human toxicology studies have reported acute health effects following exposure to 1-hour NO₂ concentrations in excess of 500 µg/m³. Although the lowest level of NO₂ exposure to show a direct effect on pulmonary function in asthmatics in more than one laboratory is 560 µg/m³, studies of bronchial responsiveness among asthmatics suggest an increase in responsiveness at levels upwards from 200 µg/m³.

Since the existing WHO AQG short-term NO₂ guideline value of 200 µg/m³ (1-hour) has not been challenged by more recent studies, it is retained.

In conclusion, the guideline values for NO₂ remain unchanged in comparison to the existing WHO AQG levels, i.e. 40 µg/m³ for annual mean and 200 µg/m³ for 1-hour mean."

4 WHO:n ohjearvot SO₂:lle ja niiden perustelut (2006)

WHO on antanut ohjearvoja SO₂:lle, viimeksi vuonna 2006. Käyttöön otettiin uudet tavat määrittellä SO₂:n ohjearvo: 10 minuutin keskiarvon ei tule ylittää tasoa 500 µg/m³ eikä 24 tunnin keskiarvon tasoa 20 µg/m³. Suositukset muuttuivat vuonna annetuista suosituksista (WHO 2000), joiden mukaan tuntikeskiarvon ohjearvo oli 125 µg/m³ ja vuosikeskiarvon ohjearvo 50 µg/m³. Uusien ohjearvojen yksityiskohdat ja perustelut käyvät ilmi seuraavasta WHO:n raportin (2006) otteesta.

“Short-term exposures

Controlled studies involving exercising asthmatics indicate that a proportion experience changes in pulmonary function and respiratory symptoms after periods of exposure to SO₂ as short as 10 minutes. Based on this evidence, it is recommended that a SO₂ concentration of 500 µg/m³ should not be exceeded over averaging periods of 10 minutes duration. Because short-term SO₂ exposure depends very much on the nature of local sources and the prevailing meteorological conditions, it is not possible to apply a simple factor to this value in order to estimate corresponding guideline values over longer time periods, such as one hour.

Long-term exposures (24 hours)

Early estimates of day-to-day changes in mortality, morbidity or lung function in relation to 24-hour average concentrations of SO₂ were necessarily based on epidemiological studies in which people are typically exposed to a mixture of pollutants. As there was little basis for separating the contributions of individual pollutants to the observed health outcomes, prior to 1987, guideline values for SO₂ were linked to corresponding values for PM. This approach led to the setting of an AQG value for SO₂ of 125 µg/m³ as a 24-hour average, after applying an uncertainty factor of 2 to the lowest-observed-adverse-effect level (WHO, 1987). In the second edition of the WHO Air quality guidelines for Europe (WHO, 2000), it was noted that later epidemiological studies documented separate and independent adverse public health effects for PM and SO₂, and this led to a separate WHO AQG for SO₂ of 125 µg/m³ (24-hour mean).

The latest evidence to emerge includes a study conducted in Hong Kong (Hedley et al., 2002) where a major reduction in the sulfur content of fuels has been achieved over a very short period of time. This has been linked to substantial reductions in health effects (e.g. childhood respiratory disease and all-age mortality). Recent time-series studies on hospital admissions for cardiac disease in Hong Kong and London, produced no evidence of a threshold for health effects at 24-hour SO₂ concentrations in the range of 5–40 µg/m³ (Wong et al., 2002). Twenty-four hour SO₂ levels were significantly associated with daily mortality rates in 12 Canadian cities, which had an average concentration of only 5 µg/m³ (the highest mean SO₂ level was below 10 µg/m³) (Burnett et al., 2004). In the American Cancer Society (ACS) study [–], significant associations between SO₂ and mortality were observed for the 1982–1998 cohort in 126 United States metropolitan areas, in which the mean SO₂ concentration recorded was 18 µg/m³, and the highest mean, 85 µg/m³ (Pope et al., 2002). If there were a threshold for effects in either of these two studies, it would have to be very low.

There is still considerable uncertainty as to whether SO₂ is the pollutant responsible for the observed adverse effects or whether it is a surrogate for ultrafine particles or some other correlated substance. Both Germany (Wichmann et al., 2000) and the Netherlands (Buringh, Fisher & Hoek, 2000) have experienced a strong reduction in SO₂ concentrations over a decade, but although mortality also decreased with time, the association between SO₂ and mortality was not judged to be causal in either case the fall in mortality and was instead attributed to a similar time trend in a different pollutant (PM).

In consideration of: a) the uncertainty of SO₂ in causality; b) the practical difficulty of attaining levels that are certain to be associated with no effects; and c) the need to provide a greater degree of protection than that provided by the present AQG, and assuming that reduction in exposure to a causal and correlated substance is achieved

by reducing SO₂ concentrations, there is a basis for revising the 24-hour guideline for SO₂ downwards adopting a prudent precautionary approach to a value of 20 µg/m³.

An annual guideline is not needed, since compliance with the 24-hour level will assure low annual average levels. These recommended guideline values for SO₂ are not linked to those for PM.”

5 Vallitsevat NO₂- ja SO₂-pitoisuudet

Ilmatieteen laitos kerää ilmanlaatutietoja kunnista ja vertaa havaittuja pitoisuuksia ilmanlaadun raja-arvoihin. Rikkidioksidin pitoisuudet taajamissa ovat yleensä matalia ja alittavat selvästi annetut raja- ja ohjearvot. Rikkidioksidin pitoisuudet kaupunki-ilmassa ja myös teollisuuslaitosten vaikutusalueella lähentyvät jo taustapitoisuutta. (www.ymparisto.fi)

Sen sijaan typpidioksidin raja-arvot saattavat ylittyä suurimmissa kaupungeissa ja vilkkaasti liikennöityjen teiden läheisyydessä. Typpidioksidin pitoisuuksiin vaikuttaa dieselautojen määrän kasvu, joiden hapettavat katalysaattorit lisäävät typpidioksidipäästöjä. Kaupungeissa typpidioksidipitoisuudet tyypillisesti kohoavat aamuruuhkan myötä. Korkeimmat pitoisuudet kertyvät katukuiluihin, joissa saasteiden laimeneminen on heikkoa. Pahimmat tilanteet syntyvät usein tyyninä talvipäivinä, jolloin myös energiantuotannon päästöt ovat suurimmillaan. (www.ymparisto.fi, www.ilmalaatu.fi)

Lähteet

WHO (2006). WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment. World Health Organization 2006.

WHO (2000). Air Quality Guidelines for Europe , Second Edition. WHO regional publications, European series, No. 91. ISBN 92 890 1358 3. Copenhagen 2000.

Ratapihat ja satamat

Yksityiskohtaisimmin tarkastellut ratapihat

Seuraavat ratapihat on otettu terveysvaikutuksia arvioitaessa yksityiskohtaisempaan tarkasteluun, sillä hiukkaspäästöt ovat niillä suurimmat.

Kotka	Kemi	Hämeenlinna
Kokkola	Hamina	Lappeenranta/Vainikkala
Helsinki/Ilmala	Rauma	Akaa/Toijala
Kouvola	Jämsä	Riihimäki
Tampere	Lappeenranta/Lauritsala	Kuusankoski
Lappeenranta/Joutseno	Porvoo/Sköldvik	Äänekoski
Imatra	Siilinjärvi/Kemira	Harjavalta
Oulu	Turku	

Karkeammassa tarkastelussa mukana olleet ratapihat

Kirkkonummi/Kirkniemi	Kuopio	Jyväskylä
Siilinjärvi/Keskusta	Uusikaupunki/Hangonsaari	Kemijärvi
Helsinki/Vuosaari	Raahe/Rautaruukki	Kajaani/Kontiomäki
Vilppula	Kaskinen	Lahti
Joensuu/Keskusta	Seinäjoki	Lieksa
Heinola	Hanko/Lappohja	Nurmes
Tohmajärvi/Niirala	Joensuu/Uimaharju	Loviisa
Pori/Mäntyluoto	Rovaniemi	Kolari
Pietarsaari/Alholma	Pori/Keskusta	Lohja
Hanko	Iisalmi	Pyhäjärvi/Pyhäkumpu
Pieksämäki	Ylivieska	
Lappeenranta/Keskusta	Tornio	

Tarkastelun ulkopuolelle jääneet ratapihat

Parkano	Haapajärvi	Lapinjärvi
Korkeakoski	Ämmänsaari	Kaipiainen
Suolahti	Kyrö	Rajamäki
Varkaus	Haapamäki	Orivesi
Kajaani	Nummela	Tikkala
Suonenjoki	Punkaharju	Vihanti
Ilomantsi	Puhos	Tikkurila
Talvivaara	Hyvinkää	Kommila
Vaasa	Lielähti	Tohmajärvi
Vuokatti	Luumäki	Oulainen
Sysmäjärvi	Hyrnsalmi	Ruukki
Kurkimäki	Pyhäsalmi	Taavetti
Juankoski	Teuva	Airaksela
Karjaa	Luikonlahti	Höljääkä
Kiuruvesi	Järvenpää	Pello
Hankasalmi	Ykspihlaja	Koskenkorva
Lahnaslampi	Pääskylähti	Järvelä
Ristijärvi	Ylöjärvi	Kausala
Raisio	Kerimäki	Nokia
Humppila	Pihtipudas	Paltamo
Keitelelohja	Nivala	Vartius

Yksityiskohtaisemmin tarkastellut meriliikenteen satamat

Eckerö	Kemi	Pori
Hamina	Kokkola	Porvoo/Sköldvik
Hanko	Kotka/Hietanen	Raahe
Hanko/Lappohja	Kotka/Mussalo	Rauma
Hanko/Koverhar	Lumparland/Långnäs	Turku
Helsinki/Länsiterminaali	Maarianhamina	Uusikaupunki
Helsinki/Katajanokka	Naantali	Vaasa
Helsinki/Vuosaari	Oulu	

Karkeammassa tarkastelussa mukana olleet meriliikenteen satamat

Inkoo	Kemiönsaari/Taalintehdas	Parainen
Kirkkonummi/Kantvik	Kristiinankaupunki	Pietarsaari/Leppäluoto
Kaskinen	Loviisa	Tornio/Röyttä

Tarkastelun ulkopuolelle jääneet meriliikenteen satamat

Eurajoki	Kemiö	Skogby
Färjsund	Korppoo	Teijo
Förby	Nauvo	Tolkkinen
Houtskari (Houtskär)	Pohjankuru	Vessö
Kalajoki	Sipoonlahti	

Luettelosta on jätetty pois ne satamat, joissa ei syntynyt hiukkaspäästöjä vuonna 2010 LIPASTO:n tietojen mukaan.

Sisävesisatamat (ei satamakohtaista tarkastelua)

Enonkoski	Kitee	Savonlinna
Iisalmi	Kuopio	Siilinjärvi
Imatra	Lappeenranta	Varkaus
Joensuu	Maaninka	
Joutseno	Ristiina	

Vesiliikenteen jätteet ja jätevedet sekä päästöjen merkitys vesistöjen kokonaiskuormituksissa

1 Jätevesi- ja jätemäärät

Vesiliikenteestä aiheutuu tai on riski aiheutua vesistöihin seuraavia päästöjä: käymälä- ja pesuvedet (jätevedet), öljypitoiset jätevedet ja jätteet, kiinteät jätteet, painolastivedet, kemikaalit ja myrkkymaalit. Myrkkymaalien tarkastelu on rajattu tämän selvityksen ulkopuolelle.

Jätevesistä ja jätteistä suuri osa toimitetaan nykyisin käsiteltäväksi, ja esimerkiksi jätevesien sisältämästä kuormituksesta vain osa joutuu vesistöihin.

Vesiliikenteessä päästöjä syntyy sekä liikennereitillä että satamissa mm. lastauksen yhteydessä sekä telakoilla, huolto- ja kunnossapitotoimenpiteiden yhteydessä. Telakoiden jätemäärät eivät sisälly tähän tarkasteluun.

1.1 Jätevedet

Aluksilla muodostuvia jätevesiä ovat käymäläjätevedet (musta jätevesi) sekä pesuvedet (harmaa jätevesi). Syntyviin jätevesimääriin vaikuttavat mm. matkustajien ja miehistön lukumäärä, matka-aika sekä aluksen ikä.

Satamaliiton tietojen (Tarnanen-Sariola 2012) mukaan kaikissa Suomen säännöllisen matkustajaliikenteen satamissa on mahdollisuus pumpata jätevedet viemäriin ja sitä kautta puhdistettavaksi. Säännöllisen matkustajaliikenteen alukset myös käyttävät tätä mahdollisuutta hyväkseen. Osa risteilyaluksista pumpppaa jätevedet Suomen satamissa, osa muissa satamissa tai käsittelee vedet omalla laitteistolla. Risteilyalukset toimittavat jätevetensä Suomen satamiin enenevässä määrin. Satamien vastaanottojärjestelmiä on kehitetty ja järjestelmiä parannetaan edelleen tarpeen mukaan. Rah-tialuksissa syntyvät jätevesimäärät ovat suhteellisen vähäisiä verrattuna matkustaja-liikenteeseen.

VTT:n (Hänninen & Sassi 2009) muutamilta laivayhtiöiltä saamien tietojen perusteella matkustaja-aluksilla syntyvä jätevesimäärä (musta ja harmaa vesi yhteensä) riippuu matka-ajasta siten, että yli 10 tuntia kestäville matkoilla jätevesimäärä on noin 50–100 l/matkustaja. Korkeintaan noin 3 tuntia kestäville matkoilla määrä vaihtelee noin parista litrasta 30 litraan matkustajaa kohti.

Matkustajaa kohti syntyvät jätevesimäärät riippuvat mm. käsittelymenetelmistä, esimerkiksi vakuuminenelmä tai tavanomainen menetelmä. Määristä on eri lähteissä esitetty erilaisia arvioita: mustat jätevedet 19–38 l/hlö/pv, ja harmaat jätevedet 114–322 l/hlö/pv. (Hänninen & Sassi 2009). Viking Linen (2011) raportointien tietojen mukaan 1.11.2008 – 31.12.2010 välisenä aikana syntyi jätevesiä (mustat ja harmaat yhteensä) noin 50 l/matkustaja. Vuonna 2000 valmistuneessa vesiliikenteen päästöjä koskeneessa selvityksessä (Merenkululaitos 2000) käytettiin jätevesipäästöjen laskennassa mustan jäteveden määränä 25 l/hlö/vrk ja mustan sekä harmaan veden määränä yhteensä 185 l/hlö/vrk.

VTT (Hänninen & Sassi 2009) on arvioinut Itämeren vuotuisen laivaliikenteen (auto-lautat, 45 milj. matkustajaa, keskimäärin 4 h; risteilijät 3 000 matkustajaa, keskimäärin 10 päivää; rahtilaivat 584 000 laivaa 15 hengen miehistöllä, keskimäärin yhden päivän) jätevesien sisältävän 356 tonnia typpeä ja 119 tonnia fosforia. Osa tästä menee puhdistettavaksi. Typpikuormituksen määräksi on arvioitu 15 g/hlö/pv ja fosforikuormitukseksi 5 g/hlö/pv. VTT:n laatima arvio Itämeren laivaliikenteen kuormituksesta on huomattavasti korkeampi kuin vuoden 2000 vesiliikenteen ympäristökustannuksia käsittelevässä raportissa (Merenkululaitos 2000) käytetty arvio: 70 milj. matkustajaa, 132 tonnia typpeä ja 33 tonnia fosforia.

Ulkomaanliikenne

Suomen satamien kautta kulkevassa ulkomaan matkustajaliikenteessä kulki 2007 noin 16 milj. matkustajaa vuodessa. Risteilijöiden osuudeksi matkustajamäärässä arvioidaan 3,5 % (vuonna 2010 osuus oli Liikenneviraston tilastojen mukaan 3,7 %, mikä on ollut kasvussa). Rahtilaivaliikenteen miehistömäärä 15 hengen miehistöllä arvioituna oli noin 600 000. Matka-ajaksi arvioidaan matkustajalautoilla 4 h, risteilijöillä 24 h ja rahtilaivoilla 10 h. VTT:n arvioiden ja Suomen satamien kautta kulkevan ulkomaanliikenteen arvioitujen henkilövuorokausien perusteella syntyvä jätevesimäärä olisi 625 milj. tonnia. Mikäli matka-aikoja ei oteta tarkemmin huomioon, vaan käytetään 24 h/matkustaja niin kuin vuoden 2000 raportissa (Merenkululaitos 2000), saadaan jätevesimäärän arvioksi 3,1 milj. tonnia.

Vastaavasti Suomen vesiliikenteen ulkomaanliikenteen jätevedet sisältävät typpeä 51 tonnia ja fosforia 15 tonnia vuodessa.

Jos matkustaja-/risteilijä- ja rahtilaivojen osuudet oletetaan Suomen meriliikenteessä samaksi kuin Itämeren alueella, ja matkustajalaivojen jätevesistä oletetaan menevän käsittelyyn 100 %, risteilijöiden 50 % ja rahtilaivojen 0 %, menisi jätevesimäärästä käsittelyyn 70 %.

Kunnallisissa jätevedenpuhdistamoissa puhdistustehon valtakunnallinen keskiarvo vuonna 2007 oli typen osalta luokkaa 56 % ja fosforin osalta noin 95 % (Santala ja Etelämäki 2009). Näin ollen meriliikenteestä mereen joutuvaksi typpikuormitukseksi arvioidaan 31 t/v ja fosforikuormitukseksi 6 t/v.

Yhteenveto: Ulkomaanliikenteen jätevesimääränä on 625 milj. tonnia. Jätevesien sisältämäksi typpimääräksi arvioidaan 51 tonnia typpeä ja 15 tonnia fosforia vuodessa, josta vesistöön arvioidaan joutuvaksi 31 tonnia typpeä ja 6 tonnia fosforia vuodessa.

Sisävesiliikenne

Kotimaan vesiliikennetilastojen (Liikennevirasto 2011c) perusteella sisävesien matkustajamäärä on ollut viimeiset kymmenen vuotta puolisen miljoonaa. Vuonna 2007 sisävesien matkustajamäärä oli 410 000. VTT:n (Hänninen & Sassi 2009) käyttämällä matkustajakohtaisilla kuormitusarvoilla syntyvä typpikuormitus olisi noin 6 tonnia ja fosforikuormitus olisi 2 tonnia. Ainakin osa kuormituksesta menee vesistöön puhdistuksen kautta, jolloin todellinen vesistöön aiheutuva kuormitus on pienempi.

Yhteenveto: Sisävesiliikenteessä syntyvänä typpikuormitus on 6 tonnia ja fosforikuormituksena 2 tonnia vuodessa. Ainakin osa jätevesistä menee vesistöön puhdistuksen kautta, joten vesistöön joutuvat määrät ovat pienempiä.

1.2 Öljypitoiset jätteet ja jätevedet

Öljyiset jätteet sisältävät mm. polttoaineen puhdistuksesta syntyvän jätteen (tavanomaisesti noin 1–2 % käytetystä polttoaineesta (EPA 2008), sekä likaisia, mm. öljyjä sisältäviä pilssivesiä. Jäteöljyjä syntyy aluksen koneistoista ja mm. lastitiloista. Arviot öljyisten jätteiden vesipitoisuudesta vaihtelevat 30–70 %:iin. Öljyisten jätteiden määrästä ei ole saatavilla kootusti tilastoja.

MEERI:ssä raportoidun vuoden 2007 Suomen vesiliikenteen polttoaineen kulutuksen (1 060 355 t) perusteella polttoaineesta syntyvän öljyjätteen määrä olisi 10 000 tonnia vuodessa.

Muutamien rahtilaivavarustamojen (Lindbland 2012, Perttilä 2012, Rasi 2012 ja Valtonen 2012) antamien tietojen perusteella karkea arvio öljyisten jätteiden määrästä kuljetettavaan rahtimäärään suhteutettuna olisi suuruusluokkaa 0,0001–0,0004 tonnia jätettä/rahtitonni. Vuoden 2007 ulkomaanliikenteen rahtimäärällä saadaan näillä luvuilla öljyisten jätteiden määräksi noin 10 000–40 000 tonnia.

Rahtikuljetuksissa syntyvien öljyisten jätteiden määrät riippuvat mm. kuljetusta matkasta. Tilastojen mukaan ulkomaan meriliikenteessä keskimääräinen rahdin kulkema matka (kuljetussuorite/tavaramäärä) vuonna 2007 oli noin 2 000 km. MEERI:ssä, Suomen vesiliikenteen päästötarkastelussa keskimääräinen kuljetusmatka ulkomaanliikenteen osalta vuonna 2007 oli keskimäärin noin 350 km. Tällä perusteella rahtiliikenteen jätemääristä Suomen vesiliikenteelle kohdistetaan 20 %, jolloin Suomen vesiliikenteessä syntyväksi öljyisen, pilssivesiä sisältävien jätteen määräksi saadaan 2 000–8 000 tonnia. Matkustajalaivavarustamojen (Viking Line 2011, Tallink Silja 2004) raportoitujen tietojen perusteella ja ulkomaanliikenteen henkilöliikenteen suoritteeseen suhteutettuna öljyisten jätteiden määrä olisi noin 1000–2000 tonnina luokkaa.

Öljyisiä jätevesiä vastaanottavat Ekoport Turku Oy, Ekokem ja Lassila&Tikanoja ja lisäksi muutama selvästi pienempi käsittelijä. Isoimmilta toimijoilta saatujen tietojen mukaan käsittelyyn tuotava öljyisten pilssivesien määrä olisi muutamia kymmeniä tonneja vuodessa. (mm. Sjöblom 2012)

Suomen satamissa käyvät alukset, joissa on pilssiveden separointilaitteisto, voivat viedä pilssiveden säilytystankissa olevat pilssivedet säännösten mukaan myös muihin satamiin jätettäväksi.

Yhteenveto: Vesiliikenteen öljyisten, pilssivesiä sisältävien jätteiden määräksi arvioidaan 8 000 tonnia. Mereen päätyvästä osuudesta ei ole tarkkaa tietoa.

Itämeren alueella laittomien öljypäästöjen säännöllinen tarkkailu on vähentänyt öljypäästöjä mereen. 1990-luvulla päästöjä havaittiin huomattavasti enemmän suhteessa lentotarkkailutunteihin kuin 2000-luvulla. Vuosina 2003–2007 päästöhavaintoja tehtiin 224–293. Suurin osa päästöistä on ollut kooltaan alle yhden kuutiometrin. Suurimmat päästöt ovat käsittäneet kymmeniä kuutiometrejä öljyä (HELCOM 2009a).

SYKE:n vuoden 2004 arvioiden mukaan koko Itämeren alueella arvioidaan tapahtuvan vuosittain jopa 10 000 öljypäästöä, joissa mereen voi joutua yhteensä 10 000 tonnia öljyä. Määrä on huomattavasti suurempi, kuin mereen vuosittain onnettomuuksissa joutuvan öljyn määrä. (<http://www.ymparisto.fi>)

SYKE:n ja rajavartiolaitoksen antaman tiedon mukaan vuoden 2010 aikana viranomaiset todensivat 57 öljypitoista päästöä, mikä oli jonkin verran vähemmän, kuin kahtena edellisenä vuonna. Myös lentovalvonnalla havaittujen öljypäästöjen keskimääräinen tilavuus on laskenut viime vuosina merkittävästi. Vuonna 2011 Suomen talousvyöhykkeen sisäpuolella havaittujen päästöjen keskimääräinen koko oli noin 30 litraa. Kolmena edellisenä vuotena keskimääräinen päästökoko on ollut yli 100 litraa (www.ymparisto.fi)

Suomen merialueilla on 2000-luvulla tapahtunut kaksi onnettomuutta, joissa aluksista on vuotanut mereen huomattavampi määrä öljyä: Saaristomerellä tapahtunut onnettomuus 25.2.2000, jossa ulosvuotaneen kevyen polttoöljyn määrä oli 14 tonnia. Ahvenanmerellä tapahtuneessa onnettomuudessa 23.12.2000 vuoti ulos raskasta polttoöljyä 40 tonnia. (www.ymparisto.fi)

1.3 Kiinteät jätteet

Satamaliiton tietojen (Tarnanen-Sariola 2012) mukaan jätemääristä ei löydy tilastoja. Osa satamissa olevista aluksista jättää jätteensä satamiin ja osalla on suoraan sopimus jäteyrityksen kanssa, jolloin jätemääristä eivät ole satamien tilastoissa. Alukset jättävät jätteensä myös eri kerroilla eri satamiin, joten satamien määrät vaihtelevat. Jätteitä ei myöskään ole pakko jättää satamaan, jos ne mahtuvat aluksen säiliöihin. Satamien tiedot jätemääristä eivät sisällä jättäneiden alusten määriä, jne. joten tilastoituja määriä ei pystytä suhteuttamaan liikennemääriin.

Viking Linen (2011) ja Silja Linen (Tallink Silja 2004) raportointien tietojen mukaan talousjätettä (sekajätettä) syntyy matkustajalaivoilla noin 0,0005–0,0007 tonnia/matkustaja. Lisäksi syntyy erikseen lajiteltavia kierrätettäviä jakeita (paperi, lasi jne.). Suomen vesiliikenteen ulkomaanliikenteen matkustajamäärien (16 milj.) perusteella jätettä syntyi vuonna 2007 vajaa 10 000 tonnia. Sekajätteestä osa toimitettaneen polttoon ja loput kaatopaikalle.

Rahtilaivoilla syntyvän jätteen määrä on muutamilta varustamoilta saatujen tietojen mukaan luokkaa 0,00002–0,0002 tonnia/rahtitonni. Myös rahtilaivoilla syntyvän sekajätteen arvioidaan suurimmaksi osaksi olevan talousjätettä. Suomen rahtiliikenteelle kohdistettu osuus (20 % osuus kokonaismatkasta) olisi näillä luvuilla noin 2 tonnia.

Yhteenveto: Arvio sekajätteen kokonaismäärästä matkustajalaivoilla on 10 000 tonnia ja rahtilaivoilla 2 tonnia, eli Suomen vesiliikenteessä yhteensä 12 tonnia. Mereen päätyvästä osuudesta ei ole tarkkaa tietoa.

Itämeren suojelukomissio (HELCOM) on selvittänyt Itämeren roskaantumisen laajuutta. Muovipullojen ja muovipussien lisäksi Itämerestäkin löytyy lasia, kumia, metallia, vaatteita, kalaverkkoja, pakkausmateriaaleja, paperia, pahvia, puuta, Selvityksen mukaan suurin maalta tulevan roskan lähde Itämereen on turismi ja rantojen virkistyskäyttö. Laivaliikenne (rahtilaivat, tankkerit, kalastusalukset ja matkustajalaivat)

aiheuttaa roskaantumista mereltä käsin. Roskan alkuperä ja suurin lähde vaihtelee alueellisesti paljon. (Itämeriportaali 2012a)

Kesällä 2012 toteutetaan ensimmäinen systemaattinen rantojen roskaantumistutkimus (Baltic Marine Litter). Saaristomeren ja Suomenlahden koekohteiden roskat kerätään, lasketaan ja luokitellaan YK:n ympäristöohjelma UNEP:n ohjeiden mukaisesti (Pidä Saaristo Siistinä ry). Tutkimus tehdään myös eräissä muissa Itämeren rantavaltioissa. Tämän jälkeen roskien määrästä ja alkuperästä tiedetään enemmän.

1.4 Painolastivedet

Suurin osa vieraslajeista kulkeutuu Itämerelle tahattomasti laivojen mukana, painolastivesissä tai runkoon kiinnittyneinä. Runsastunut laivaliikenne, uusien kanavien ja satamien avaaminen, laivojen nopeuden ja koon kasvu ovat lisänneet lajiliikennettä maailman vesillä kiihtyvää vauhtia. (Itämeriportaali 2012a)

Yhdessä tonnissa painolastivettä on usein kymmeniätuhansia eläinplanktonyksilöjä ja vielä enemmän kasviplanktonia. Bakteereja ja viruksia saattaa olla miljardeja yhdessä litrassa. Lisäksi painolastivedestä voi löytyä suurempiakin mereneläviä, kuten kaloja ja taskurapuja. (Luonnonkirjo 2012)

Itämereen on viimeisen 200 vuoden aikana saapunut 117 vieraslajia, sekä eläimiä että kasveja. Yksin Suomenlahdella on löydetty viimeisen vuosikymmenen aikana kahdeksan uutta lajia. (Itämeriportaali 2012a)

Ainoa tiedossa oleva tarkempi selvitys painolastivesien määrästä suhteutettuna liikennemääriin on mm. Leppäkosken ja Gollaschin (2006) painolastivesiä ja vieraslajeja koskevassa tarkastelussa viittaama ruotsalainen tutkimus, jota käytettiin arvioinnin pohjana myös vuonna 2000 valmistuneessa selvityksessä (Merenkululaitos 2000). Painolastivesien määrä on suhteessa kuljetettuihin rahtimääriin. Vuodesta 1996 vuoteen 2007 rahtimäärät ulkomaanliikenteessä ovat kasvaneet 70 miljoonasta tonnista 104 miljoonaan tonniin. Vuoden 2000 raportissa esitettyä arviota painolastivesien määrästä, 20 milj. m³ korjataan 30 milj. m³:iin.

1.5 Kemikaalit

Sekä Itämerellä kuljetettavien kemikaalien lukumäärä että volyymit ovat jatkuvasti kasvaneet. Määrä on kuitenkin vain noin 5–10 % öljykuljetuksista. HELCOM:in tilastojen mukaan vuotta 2010 edeltäneiden viiden vuoden aikana Itämeren alueella tapahtui 628 onnettomuutta, joista 41:ssä aiheutui päästöjä. Vain yhdessä tapauksessa päästö oli kemikaalipäästö, kaliumkloridi. Muissa tapauksissa päästö oli öljyä (tavanomaisesti 0,1–1 tonni) tai tunnistamaton. (Luhtala 2010, HELCOM 2010)

Merkittävän kemikaalipäästön todennäköisyys on huomattavasti öljypäästöä vähäisempi, mutta sen torjunta voi olla vaikeampaa ja vaikutukset ympäristöön voivat olla suurempia kemikaalin ominaisuuksista riippuen. Tavanomaisesti kemikaalipäästöt eivät ole niin suuria, että ne aiheuttaisivat merkittävää vahinkoa (Luhtala 2010).

1.6 Yhteenveto päästö- ja jätemääristä

Arviot Suomen vesiliikenteen päästömääristä vuonna 2007 on koottu taulukkoon 1. Jätevesien mukana vesistöön joutuvan kuormituksen määrä on arvioitu käsittelyyn toimitettavista osuuksista tehtyjen oletusten perusteella. Myös öljypäästöjen kokonaismäärä mereen on arvioitu. Todennäköisesti jokin osuus myös aluksilla syntyvästä sekajätteestä päättyy mereen.

Merkittävimmät laivaliikenteen kuormitusmäärät syntyvät oletettavasti Helsinki-Tallinna-, Helsinki-Tukholma- ja Turku-Tukholma-reiteillä. Toisaalta näillä reiteillä kulkevassa matkustaja-alusliikenteestä sekä säännöllisessä rahtialusliikenteessä jätteistä huolehdittaneen hyvin. Mereen päätyvä kuormitus on oletettavasti hajakuormitusluonteista, eli pienehköjä päästöjä kaikilla mahdollisilla vesiliikenteen reiteillä mukaan lukien Suomen ulkomaankaupan rahtialusten reitit Keski-Eurooppaan.

Taulukko 1. Yhteenveto Suomen vesiliikenteen jätteistä ja jätevesistä vuonna 2007, tonnia/vuosi.

Päästöläji	Meriliikenne	Sisävesiliikenne	Vesiliikenteen päästöjen osuus kokonaispäästöistä
Jätevedet			
Matkustajat + miehistö yht. (matkustaja- ja rahtiliikenne)	16 580 000	410 000 ¹	
Hlö-vrk yht.	3 380 000	< 410 000	
Jätevedet, syntyvä määrä (185 l/hlö/vrk)	625 000	< 76 000	
- typpi, syntyvä määrä (15 g/hlö/vrk)	51	< 6	
- fosfori, syntyvä määrä (5 g/hlö/vrk)	15	< 2	
Jätevedet, käsittelyyn menevä määrä	440 000	40 000?	
- typpi, vesistöön joutuva määrä	31	4?	0,04 % ²
- fosfori, vesistöön joutuva määrä	6	1?	0,17 % ²
Öljypitoiset jätevedet ja jätteet			
Syntyvä määrä (0,0004 t jätettä/rahti-tn), josta 20 % osuus Suomen vesiliikenteelle	8 000 ³		
- Havaitut päästöt	5–20		
- Arvio päästöjen kokonaismäärästä	100–400		
Suomessa käsiteltävä määrä	n. 50 000 ****		
Öljypäästöt onnettomuuksista			
- Onnettomuudet, Suomi 2000–2011	max. 40		
Talousjäte (sekajäte) ⁵	12 000		
Painolastivedet	30 milj. m ³		

¹ Sisävesiliikenteen henkilömäärä sisältää vain matkustaja-alusten matkustajamäärän.

² Osuus Suomen vuotuisesta ravinnekuormasta (78 000 tonnia typpeä, 3 600 tonnia fosforia).

³ Huom! Polttoaineen kulutuksen perusteella pelkästään polttoaineen puhdistuksesta syntyvä määrä voisi olla noin 10 000 tonnia.

⁴ Koko ulkomaan ja kotimaan liikenteessä syntyvä määrä on suurempi kuin Suomen vesiliikenteelle kohdistettava osuus syntyvästä määrästä.

⁵ Lisäksi syntyy erikseen lajiteltuja, kierrätykseen meneviä jakeita (paperi, pahvi, lasi, metallit jne.).

2 Vaikutukset vesistöissä

Aiemmassa vesiliikenteen päästöjen arvottamisselvityksessä tarkasteltiin typen (sekä rikin) vaikutuksia vesistöjen ja Itämeren virkistyskäytön sekä kalatalouden näkökulmista (Merenkululaitos 2000). Tässä on kartoitettu, mikä painoarvo vesiliikenteellä on Itämeren ympäristöongelmissa tänä päivänä.

Itämeren ympäristöongelmat liittyvät tämän päivän tietämyksen mukaan ennen kaikkea maista peräisin oleviin typpi- ja fosforipäästöihin, mutta tuestä osa on peräisin liikenteen pakokaasuista. Typpipäästöt aiheuttavat meressä etenkin rehevöitymistä, josta seuraa myös happikatoa syvänteissä.

Rikkipäästöjen merkitys korostuu vesiliikenteessä, kun maaliikenteestä ja energiantuotannosta peräisin olevat päästöt ovat vähentyneet.

2.1 Vesiliikenteen osuus kokonaiskuormituksesta Itämerellä

2.1.1 Happamoittavat päästöt

Euroopan rikkipäästöt vähenivät vuosina 1980–2000 peräti 60 %. Sen ansiosta rikkilaskeuma on selvästi pienentynyt niin Suomessa ja Suomen vesistöissä kuin muuallakin Euroopassa. Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) mittausasemilla rikin laskeuma on vähentynyt 1980-luvun lopulta 50–60 % (www.ymparisto.fi). Laivaliikenteen osuus jäljelle jääneistä rikkipäästöistä on kasvanut.

Itämeri happamoituu hitaasti myös ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden kasvaessa. (Ilmatieteen laitos 2009)

2.1.2 Rehevöittävät päästöt

Itämeren pahimpana ongelmana pidetään typpi- ja fosforikuormituksen aiheuttamaa rehevöitymistä. (Itämeriportaali 2012a)

Suomen merialueilla veden typpiravinnepitoisuudet nousivat 1980-luvun loppupuolelle asti ja ovat sen jälkeen hienoisesti laskeneet. Suomenlahdella fosforipitoisuus on kasvanut voimakkaasti 1990-luvulta lähtien ja kasvu on taittunut vasta viime vuosina. (Finnish Institute of Marine Research 2008)

Vuosina 2001–2006 vuotuinen vesistöjen kautta (jokien ja suorien vesistöpäästöjen kautta) Itämereen tuleva typpikuormitus oli keskimäärin noin 640 000 tonnia. Vesistöjen kautta tulevan kuormituksen osuus on 75 % typen kokonaiskuormituksesta Itämereen (850 000 tonnia). Suoraan merialueelle kohdistuvan laskeuman osuus kokonaiskuormituksesta on noin 25 % (HELCOM 2009a). Laskeuman määräksi koko Itämeren altaaseen vuonna 2006 arvioitiin 196 000 tonnia. Kuormitusmäärät vaihtelevat huomattavasti eri vuodenaikoina haihtumisen mukaan, suurimman kuormituksen ollessa lokakuussa ja pienimmän heinäkuussa. Laskeuman osuudeksi Itämereen tulevasta kuormituksesta on kuitenkin kokonaisuutena arvioitu olevan lähellä 35 %, koska osa vesistöjen kautta tulevasta kuormituksesta on alun pitäen peräisin laskeumasta. (HELCOM 2009b)

Vesistöjen kautta tuleva kuormitus on peräisin valuma-alueilla syntyvästä kuormituksesta sekä rannikolla sijaitsevista lähteistä (vedenpuhdistamot, maatalouden ja haja-asutuksen hajapäästöt). Tärkeimmät ilmakehästä tulevan typpilaskeuman lähteet ovat typenoksidipäästöt tieliikenteestä, fossiilisten polttoaineiden polttamisesta energiantuotannossa ja laivaliikenteestä sekä ammoniakkipäästöt maataloudesta.

Itämereen kohdistuvasta fosforikuormituksesta laskeuman osuus on vain muutamia prosentteja ja loput on vesistöjen kautta tulevaa kuormitusta. Pistelähteiden osuus fosforikuormituksesta on 56 %, joista suurin osuus vuonna 2000, noin 90 %, oli peräisin kunnallisista jätevedenpuhdistamoista. (HELCOM 2009b)

Suomen vuotuinen ravinnekuorma Itämereen oli vuosina 2000–2006 keskimäärin 3 600 tonnia fosforia ja 78 000 tonnia typpeä (noin 12 % Itämeren kokonaiskuormasta). Luonnonhuuhtouman – eli ihmisen toiminnasta riippumattoman taustakuorman – osuus fosforikuormasta oli 28 % ja typpikuormasta 36 %. Maatalous on Suomessa merkittävin yksittäinen ihmisen aiheuttaman ravinnekuormituksen lähde; sen osuus on 43 % fosfori- ja 35 % typpikuormasta. (Itämeriportaali 2012a)

Myös ravinnekuormituksen ajallisella jakautumisella ja vaikutusalueella on merkitystä. Esimerkiksi kalankasvatuksen osuus Suomen ravinnekuormasta on noin 3 % fosforista ja 1 % tyypestä. Kalankasvatus on meillä keskittynyt voimakkaasti Saaristomeren alueelle. Siellä vastaavat osuudet ravinnekuormasta ovat noin 11 % fosforista ja 7 % tyypestä. Kalankasvatuksen kuormitus on lisäksi suurimmillaan silloin, kun levillä on pulaa ravinteista. (Itämeriportaali 2012a)

2.1.3 Päästöt ilmaan

Typen oksidit

Laivaliikenteestä ilmaan aiheutuvien typenoksidipäästöjen määräksi Itämeren alueella on arvioitu vuonna 2008 olleen yli 393 000 tonnia. Vuosina 2000–2006 Itämeren alueella laivaliikenteen osuudeksi typen kokonaislaskeumasta arvioitiin 5 %. (HELCOM 2012a)

Todelliseen laivaliikenteen määriin perustuvien laskelmien perusteella laivaliikenteen osuudeksi typpilaskeumasta on arvioitu vajaa 20 %. Kuitenkin joillakin pienillä Pohjoisen Itämeren alueella heinäkuussa laivaliikenteen osuus typpilaskeumasta voi olla jopa 50 %. (HELCOM 2009b)

Laivaliikenteen päästöjä Pohjoisen Itämeren, Saaristomeren ja Suomenlahden alueilla tutkivassa SNOOP-projektissa saatujen tulosten perusteella laivaliikenteen typenoksidien osuus ilmakehän kokonaislaskeumasta on noin 11 %. Kesäaikana osuus on kuitenkin suurempi, 20–30 %. (Marine Systems Institute at Tallinn University of Technology)

Ilmatieteen laitoksen (2011) laatimien leviämismallinnusten tulosten perusteella voidaan tehdä seuraava päätelmä: laivaliikenteen typenoksidista aiheutuvat pitoisuudet noin parin kilometrin säteellä Helsingin ja Turun satama-alueiden ympäristössä ovat 20 % luokkaa kokonaispitoisuudesta.

Rikki

Tällä hetkellä laivaliikenteen rikkipäästöjen osuudeksi Itämeren rannikkoalueille tulevasta laskeumasta on arvioitu noin 10–20 %:ksi. Osuuden on arvioitu kasvavan vuoteen 2020 mennessä yli 30 % laajoilla alueilla Euroopassa ja rannikkoalueilla jopa 50 %:iin. (Cofala ym. 2007)

SNOOP-hankkeessa laivaliikenteen osuudeksi teollisuuden, energiantuotannon ja liikenteen rikkidioksidipäästömääristä ilmaan on arvioitu Helsingissä noin 20 % ja Turussa reilu 10 %.

Leviämismallinnusten tulosten (Ilmatieteen laitos 2011) perusteella laivaliikenteen rikkidioksidista aiheutuvat pitoisuudet noin parin kilometrin säteellä Helsingin ja Turun satama-alueiden ympäristössä ovat 60–70 % luokkaa kokonaispitoisuuksista.

Hiukkaset

Laivaliikenteen osuudeksi teollisuuden, energiantuotannon ja liikenteen päästömääristä voidaan arvioida Helsingissä reilu 30 % ja Turussa noin 15 % (SNOOP).

Päästöjen leviämismallinnusten tulosten (Ilmatieteen laitos 2011) perusteella laivaliikenteen hiukkaspäästöistä aiheutuvat pitoisuudet noin parin kilometrin säteellä Helsingin ja Turun satama-alueiden ympäristössä ovat korkeintaan muutamien prosenttien luokkaa kokonaispitoisuuksista.

2.1.4 Päästöt veteen

VTT:n laatimassa selvityksessä arvioitiin laivojen jätevesien osuudeksi kokonaiskuormituksesta Itämeren alueella typen osalta 0,04 %. Fosforin osalta laivojen jätevesien osuudeksi Itämeren alueella arvioitiin 0,3 % (Hänninen & Sassi 2009).

2.2 Vesiliikenteen osuus kokonaiskuormituksesta sisävesistöissä

Suomen sisävesiin tulevaksi typpikuormitukseksi on arvioitu keskimäärin 115 000 tonnia typpeä vuosittain. Typpikuormitus on peräisin ilmakehän laskeumasta, maa- ja metsätalouden ravinnekuormituksesta, kalankasvatuksesta sekä jäteveden käsittelystä. Laskeuman osuudeksi on arvioitu 18 100 tonnia (noin 16 %) ja loppuosa on vesien kautta tulevaa kuormitusta. (Pietiläinen 2008).

Lähes kolmasosa vesistöihin tulevasta typpikuormituksesta pidättyy sisävesissä lähinnä sedimentaation ja denitrifikaation seurauksena. Suurin osa sisävesiin tulevasta tyyppistä poistuu sisävesistä jokien kuljettamana Itämereen ja pieni osa sisävesien tyyppistä poistuu vesiekosysteemistä myös kalansaaliin mukana.

Sisävesien fosforikuormituksen määräksi vuonna 2009 on arvioitu noin 4 100 tonnia. Suurin osuus kuormituksesta oli peräisin maataloudesta (68 %). Pistelähteistä, muun muassa teollisuudesta ja yhdyskunnista tuleva fosforikuormitus on vähentynyt voimakkaasti viimeisen 20 vuoden aikana. Pistelähteiden osuus vuonna 2009 oli 12 %. (Suomen ympäristökeskus 2011)

Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) mittausasemilla rikin laskeuma on vähentynyt 1980-luvun lopulta 50–60 %. Suomen typpilaskeuma on pienentynyt 1980-luvun lopulta 30–40 %. (www.ymparisto.fi)

Suomen vesiliikenteen päästöjen osuus Suomen kokonaispäästöistä vuonna 2007 (www.ymparisto.fi) on 34 % typen oksideista, 21 % rikkidioksidista ja 3 % hiukkasis- ta. Typpeä pääsee ilmaan myös ammoniakkin muodossa: ammoniakkipäästöt olivat 37,6 tonnia ja typenoksidien kokonaispäästöt 183 tonnia vuonna 2007.

Kaukokulkeutuman osuudeksi Suomeen kohdistuvasta laskeumasta on arvioitu rikin oksidien osalta 86 %, typen oksideissa 84 % ja ammoniakkin osalta 72 %. Kotimaisis- ta päästöistä ulkomaille on arvioitu kulkeutuvan rikin oksideista 65 %, typen oksi- deista 77 % ja ammoniakista 50 %. (Magnusson 2006)

Suomen vesiliikenteestä sisävesistöihin joutuvien typpipäästöjen (arvioitu määrä 4 tonnia) osuus sisävesistöihin kohdistuvassa typen kokonaiskuormituksessa (115 000 tonnia) on 0,003 %.

Suomen vesiliikenteen fosforipäästöjen (noin 1 tonni) osuus sisävesistöihin kohdistu- vassa fosforin kokonaiskuormituksessa (noin 4 100 tonnia) on 0,02 %.

2.3 Päästöjen muutosten vaikutus kalastoon

Suomen merialueilla rehevöityminen on edennyt pisimmälle Suomenlahdella ja Saa- ristomerellä, mutta Pohjanlahden tila on edelleen varsin hyvä (Ympäristöministeriö, Syke ja Ilmatieteen laitos 2009). Suomen ympäristökeskuksen tietojen mukaan Suo- menlahden rehevöitymiskehitys näyttää taittuneen viime vuosikymmenellä, selvim- min idässä (Itämeriportaali 2009).

Itämeri reagoi vesiensuojelutoimiin viiveellä ja palautumista vuosikymmeniä jatku- neen voimakkaan kuormituksen seurauksista voidaan joutua odottamaan jopa kym- meniä vuosia varsinaisella Itämerellä. Suomenlahdella muutos parempaan voi kui- tenkin tapahtua nopeasti, jo 5–10 vuoden kuluessa kuormituksen vähentämisen jäl- keen. (Itämeriportaali 2012a)

Rehevöityminen on yksi kalaston koostumukseen sekä kalabiomassan tuotantoon ja kehittymiseen vaikuttava tekijä. Tutkimusten mukaan Itämeren rehevöityminen lisää kalaston biomassan tuotantoa ja muuttaa kalayhteisön rakennetta ja toimintaa. Lievä ravinnepitoisuuden nousu saattaa suosia ahventen lisääntymistä. Särkikalat puoles- taan runsastuvat voimakkaasti rehevöityneissä vesissä, ahventen kustannuksella. (HELCOM 2006 ja www.luonnontila.fi, Etusivu > Indikaattorit > Itämeri > IT10 Itäme- ren kalat)

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL) seuraa Itämeren tärkeiden kalakanto- jen, silakka-, kilohaili-, turska- ja kampelakantojen tilaa säännöllisen ja pysyvän seu- rannan avulla. Kalavarojen tilan arvioinnin ja ennusteiden lisäksi hankkeessa tuote- taan biologista tietämystä näistä kalakannoista ja niihin vaikuttavista tekijöistä sekä Itämeren ekosysteemistä. (RKTL 2012)

RKTL:n tietojen mukaan silakan saaliit ovat pienentyneet 1980-luvun loppupuolella ja 1990-luvulla. Vuonna 2003 Itämerestä kalastettiin 223 000 tonnia silakkaa, joka oli vähäisin kokonaissaalis vuosien 1974–2003 tarkkailujaksolla. Rehevöitymisen vaiku-

tuksia silakoihin ei tunneta kovin hyvin, joskin runsaan rehevöitymisen on todettu vaikuttaneen silakan lisääntymiseen ja – esimerkiksi planktonlevien massaesiintymisillä voi olla vaikutusta silakan kasvunopeuteen. Pitkään heikentynyt kutevan kannan biomassassa eli yhteispaino on osoittanut elpymisen merkkejä viime vuosina. Silakan lisääntyminen on ollut vuosina 1987–2007 pääsääntöisesti keskimääräistä heikompa. Vuosina 2002 ja 2007 syntyivät suurimmat vuosiluokat viime vuosikymmenellä.

Itämeren kilohailisaaliit ja -kannan koko vaihtelee voimakkaasti, mutta siihen liittyviä mahdollisia uhkatekijöitä ei kunnolla tunneta.

Vuoden 1984 jälkeen turskasaaliit alkoivat nopeasti pienentyä ja Itämeren vuoden 1992 saalis oli ainoastaan 73 miljoonaa kiloa. Turskan saalisvaihtelut ja kannan romahtaminen 1980-luvun loppupuolella johtuivat pääasiassa lisääntymiselle epäedullisista olosuhteista, rehevöitymisestä sekä liiallisesta kalastuksesta.

Myös rannikon kuha-, ahven- ja haukikantoja seurataan. Rannikon ammattikalastajien ahven- ja kuhasaaliit kasvoivat 1980-luvun puolivälistä alkaen 1990-luvun loppupuolelle asti. Sen jälkeen saaliit ovat vaihdelleet vuosittain, mutta selvää suuntaa saaliin määrän kehityksessä ei ole ollut. Haukisaalis on pysynyt melko tasaisena 1980-luvulta alkaen. Mm. hylkeet ja merimetsot vaikuttavat kalastoon.

RKTL (2012) on selvittänyt ympäristömuuttujien vaikutuksia rannikon kuhan ja ahvenen populaatioihin. Tutkimustulosten mukaan kesän lämpötiloilla on suurin vaikutus kuhan ja ahvenen vuosiluokkavaihteluun. Ahvenpopulaatiot saattavat kärsiä rehevöitymisestä.

RKTL:n (2011) tutkimuksessa on yhdistetty tietoa merialueilla tapahtuneista muutoksista sekä kalakannoista:

Rehevöityminen, levien runsastuminen ja vähähappiset alueet yhdessä muuttuneiden lämpötilojen kanssa ovat saattaneet vaikuttaa ahvenen lisääntymiseen, mutta myös niiden käyttäytymiseen. Pitkään nousussa olleet ahvensaaliit ovat viime vuosina kääntyneet laskuun. Mm. voimakkaamman rehevöitymisen haittaa ahvenkannoille ei vielä kovin hyvin tunneta. Kalastuksen lisäksi ahvenia verottavat ainakin hylkeet, merimetsot, kuhat, hauet ja isommat ahvenet.

Made kärsii voimakkaasta rehevöitymisestä ja happamoitumisesta. Rannikolla saaliit ovat laskeneet ennätysalhaisiksi ja ennen kutuaikaa saatu saalis on vähentynyt eniten. Saaliiden väheneminen selittyy vain osittain pyyntiponnistuksen vähenemisellä, ja kohonneilla lämpötiloilla ja rehevöitymisellä näyttäisi myös olevan vaikutusta lisääntymisen heikkenemisen takia.

Siian lisääntymiseen kohdistuu paineita useista suunnista; rehevöityminen, jääpeitteisyyden väheneminen, lämpeneminen, rihmalevien ja ruovikon runsastuminen, hapettomat alueet, vesistöarakentaminen, happamuus, tuuli- ja ydinvoimalaitokset ja jokien patoaminen.

Rehevöitymisen lisäksi muita Itämeressä tapahtuneita muutoksia, joilla on ollut vaikutuksia kalakantoihin ja kalastukseen ovat meriveden pintalämpötilan nousu sekä suolapitoisuuden lasku. Myös happamuudella on ollut merkitystä, joskin happamoitumiseen liittyvät ongelmat ovat helpottuneet 1980-luvun lopulla. Fosforipitoisuuden nousu on ollut merkittävää erityisesti eteläisemmillä alueilla ja rehevöityminen Saaristomerellä. (RKTL 2011)

Päästöjen muutosten vaikutukset rehevöitymiseen eivät ole suoraviivaisia ja rehevöitymisen osuus on erittäin vaikea erottaa muista kalakantoihin vaikuttavista tekijöistä. Rehevöitymisen osuutta kalakantojen muutoksissa ei ole suoranaisesti tutkittu.

Happamoittavien päästöjen osalta vesien tila on parantunut huomattavasti 2000-luvulla päästörajoituksien takia ja tutkimus on keskittynyt lähinnä sisävesien kalakantojen toipumiseen. Esimerkiksi RKTL:ssä on tutkittu 2000-luvulla kalakantojen toipumista. Merialueilla happamoitumisella ei ole todettu olevan merkittävää vaikutusta kalakantojen suhteen.

REPRO-tutkimushankkeessa 2000–2003 (RKTL 2012) osoitettiin kalakantojen yleinen toipuminen vertailemalla 30 järven kalayhteisöjen rakennetta 1980-luvun loppupuolen tilanteeseen. Rikkipäästöjen tiukentaminen on vaikuttanut positiivisesti Suomen järvien tilaan.

Tuusulanjärven, Lahden Vesijärven ja Säkylän Pyhäjärven rehevöitymiskehitystä ja siihen liittyviä erilaisia vaikutuksia mm. kalastoon on seurattu jo useamman vuosikymmenen ajan (Rask 2012). Järvien kunnostustoimenpiteiden vaikutuksia kalastoon on tutkittu (mm. RKTL 2004, Tarvainen & Ventelä 2007). Järven tilan parantamisen hyötyjä on tutkittu mm. maksu-halukkuusmenetelmän avulla (www.ymparisto.fi>Vesistöjen kunnostus>Mitä vesistöjen kunnostus on>Arvottamistutkimuksia Suomessa.)

Helsingin yliopistolla tehdään tällä hetkellä kalakantoihin liittyvää tutkimusta, jossa otetaan huomioon useita vaikuttavia tekijöitä. (Kuikka 2012, Helsingin yliopisto 2012a–c). Myös RKTL:n kalakantoja koskevissa tutkimuksissa tarkastellaan useita vaikuttavia tekijöitä. (Aro 2012, Heikinheimo 2012)

Merialueen rehevöitymisen tilan yhteydestä kampelakantoihin on suunnitteilla lähiaikoina toteutettavaa tutkimusta Helsingin yliopistolla, Tvärminnen eläintieteellisellä asemalla.

Rehevöitymistä tutkitaan ja seurataan Helsingin yliopistolla ja SYKE:ssä. Tutkimusta tehdään myös Itämeren rehevöitymiseen liittyen kansainvälisellä tasolla. (Itämeriportaali 2012b, Helsingin yliopisto 2012b ja 2012c)

HELCOM:n puitteissa on meneillään projekti ”HELCOM fish-pro”, jossa tarkastellaan mm. tiettyjen lajien runsautta ja laatua tietyissä fysiologisissa olosuhteissa sekä veden laadun yhteyttä ekosysteemin toimintaan. (HELCOM 2012b)

Lähteet

Kirjallisuus

Cofala, J., Amann, M., Heyes, C., Wagner, F., Klimont, Z., Posch, M., Schöpp, W., Taras-son, L., Jonson, J.E., Whall, C. & Stavrakaki, A. (2007). Analysis of Policy Measures to Reduce Ship Emissions in the Context of the Revision of the National Emissions Ceil-ings Directive. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Norwe-gian Meteorological Institute and Entec UK Limited. European Commission, DG Envi-ronment.

EPA (2008). Cruise Ship Discharge Assessment Report. United States Environmental Protection Agency. Oceans and Coastal Protection Division Office of Wetlands, Oceans and Water-sheds. December 29, 2008.

Finnish Institute of Marine Research (2008). Itämeri 2008 – Merentutkimuslaitoksen Itämeri-seurannan vuosiraportti. Mika Raateoja (toim.). MERI – Report Series of the Finnish Institute of Marine Research No. 64, 2008.

HELCOM (2012a). http://www.helcom.fi/shipping/emissions/en_GB/emissions/

HELCOM (2012b). http://www.helcom.fi/projects/on_going/en_GB/FISH_PRO/

HELCOM (2010). Maritime Activities in the Baltic Sea. An integrated thematic as-sessment on maritime activities and response to pollution at sea in the Baltic Sea re-gion. Helsinki Commission. Baltic Sea Environment Proceedings No.123.

HELCOM (2009a). Ecosystem Health Baltic Sea. Helcom Initial Holistic Assessment. Baltic Sea Environment Proceedings No. 122.Helsinki Commission. Baltic Marine En-vironment Protection Commission.

HELCOM (2009b). Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assess-ment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. Baltic Sea Envi-ronment Proceedings No. 115B. Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Pro-tection Commission.

HELCOM (2006). Assessment of Coastal Fish in the Baltic Sea. Baltic Sea Environ-ment Proceedings No. 103 A. Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Pro-tection Commission.

Helsingin yliopisto (2012a). Kalatalouden ja ympäristöriskien tutkimusryhmän tutki-muksia. <http://www.helsinki.fi/science/fem/projektit.html>

Helsingin yliopisto (2012b).
<http://www.helsinki.fi/science/fem/projektit.html#kaynnissa>

Helsingin yliopisto (2012c). IBAM – Suomenlahtea uhkaavien riskien yhteisvaikutus-ten arviointi (2009–2011).
<http://www.helsinki.fi/science/fem/projektit.html#kaynnissa>

Hänninen, S. & Sassi, J. (2009). Estimated nutrient load from waste waters originating from ships in the Baltic Sea area – Updated 2009. Research report VTT-R-07396-08. Internet-sivut: http://www.vtt.fi/inf/julkaisut/muut/2009/VTT_R_07396_08.pdf.

Ilmatieteen laitos 2011. Dispersion of SO₂, NO_x and particle matter (PM_{2.5}) emissions in Helsinki and Turku harbour regions. Timo Rasila. Air Quality Expert Services Finnish Meteorological Institute. Internet-sivustolla: <http://snoop.fmi.fi/?q=node/2>

Ilmatieteen laitos (2009). Tiedotearkisto 2009. Hiilidioksidin lisääntymisen vaikutukset näkyvät jo Itämeressä. <http://ilmatieteenlaitos.fi/tiedote/1233926324>

Itämeriportaali (2012a). http://www.itameriportaali.fi/fi/tietoa/uhat/fi_FI/uhat/

Itämeriportaali (2012b). EVAGULF Suomenlahden vesiluonnon suojelu: riskipohjainen päätöksenteko – osa I. <http://www.itameriportaali.fi/fi/evagulf/>

Itämeriportaali (2009). http://www.itameriportaali.fi/fi/ajankohtaista/itameri-tiedotteet/2011/fi_FI/itameren_tila_2011/

Leppäkoski, E. & Gollasch, S. (2006). Risk Assessment of Ballast Water Mediated Species Introductions – a Baltic Sea Approach. Åbo Akademi University, Turku, Finland. GoConsult, Hamburg, Germany.

Liikennevirasto (2011c). Kotimaan vesiliikennetilasto 2010.

Luhtala, H. (2010). Maritime transport of chemicals in the Baltic Sea. Turun yliopisto, Merenkulkualan koulutus- ja tutkimuskeskus.

Luonnonkirjo (2012). http://mmm.multiedition.fi/syke/luonnon_kirjo/2010/2-2010/fi/6_merten.php

Magnusson, R. (2006). Typenoksidipäästöjen rajoittaminen päästöverolla. Ympäristöministeriön raportteja 16/2006.

Merenkululaitos (2000). Merenkululaitoksen julkaisuja 3/2000. Merenkululaitoksen toimeksiannosta Electrowatt-Ekono Oy. ISBN 951-49-0944-5. Helsinki 2000.

Pietiläinen, P. (toim.) 2008. Yhdyskuntien typpikuormitus ja pintavesien tila. Suomen ympäristö 46/2008.

RKTL (2012). <http://www.rktl.fi/kala/>

RKTL (2011). Kalasto- ja kalakantamuutokset ja vieraslajit ilmaston muuttuessa. Lauri Urho. RKTL:n työraportteja 6/2011. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki 2011.

RKTL (2004). Tuusulanjärven ja Rusutjärven ravintoketjukurinostuksen kalatutkimuksia vuosina 2000–2003. Kala- ja riistaraportteja 324.

Santala, E. & Etelämäki, L. (2009). Yhdyskuntien jätevesien puhdistus 2007. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 29/2009.

Suomen ympäristökeskus (2011). Sisävesien fosforikuormitus. Internet-sivustolla <http://www.luonnontila.fi/fi/indikaattorit/sisavedet/sv1-fosforikuormitus>.

Tallink Silja Oy 2004. Silja 2004. Kestävän kehityksen raportti.
www.tallinksilja.com/NR/rdonlyres/9571A27B.../envrep_su.pdf

Tarvainen, M. & Ventelä, A-M. 2007. Pyhäjärven suojelutyö 2000–2006. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja. Sarja B nro 14. Eura 2007.

Viking Line 2011. Viking Line ja ympäristö. <http://www.vikingline.fi/yritysinfo/ymparisto.asp>

Ympäristöministeriö, SYKE & Ilmatieteen laitos (2009). Miten Itämeri voi? Tietoa Itämeren luonnosta, ongelmista ja suojelusta. Esite, Helsinki 2009. www.ymparisto.fi.

Haastattelut ja tiedonannot

Aro, E. (2012) Suullinen tiedonanto 28.3.2012. Itämeren kalastovaikutuksia koskeva tutkimus. RKTL.

Heikinheimo, O. (2012). Suullinen tiedonanto 28.3.2012. Rannikkovesien kalastovaikutuksia koskeva tutkimus. RKTL.

Kuikka, S. (2012). Suullinen tiedonanto 22.3.2012. Kalastovaikutuksia koskeva tutkimus. Helsingin yliopisto.

Lindblad, K. (2012). Kirjallinen tiedonanto 12.3.2012. Rahtilaivojen jätemääriä. Bore Ltd.

Perttilä, A-L (2012). Kirjallinen tiedonanto 15.3. ja 23.3.2012. Rahtilaivojen jätemääriä. Finnlines.

Rasi, J. (2012). Kirjallinen tiedonanto 23.3.2012. Rahtilaivojen jätemääriä. ESL Shipping.

Rask, M. (2012) Suullinen tiedonanto 26.3.2012. Sisävesien kalastovaikutuksia koskeva tutkimus. RKTK.

Sjöblom, H. (2012). Kirjallinen tiedonanto 16.3.2012. Ekokemin vastaanottamat laivaöljyt. Ekokem.

Tarnanen-Sariola, K. (2012). Suullinen tiedonanto 8.3.2012. Laivaliikenteen jätevedet ja jätteet. Suomen Satamaliitto.

Valtonen, J. (2012). Kirjallinen tiedonanto 16.3.2012. Öljyлаivojen jätemääriä. Neste Oil.

